

**Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління**

**Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису**

МАГЛЬОВАНА ТЕТЯНА В'ЯЧЕСЛАВІВНА

УДК 504.75.06

ДИСЕРТАЦІЯ
НАУКОВІ ОСНОВИ ВИКОРИСТАННЯ ГУАНІДИНОВИХ СПОЛУК
ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ
НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ

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



Т. В. Магльована

Науковий консультант **Долін Віктор Володимирович**
доктор геологічних наук, професор

Київ 2021

АНОТАЦІЯ

Магльована Т.В. Наукові основи використання гуанідинових сполук для підвищення екологічної безпеки життєдіяльності населення радіоактивно забруднених територій – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – Екологічна безпека – Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, Київ, 2021.

Робота присвячена розробці науково обґрунтованої ефективної системи заходів для упередження пожеж і пожежогасіння на основі використання перспективних технологій із застосуванням гуанідинових сполук. А також удосконаленню системи забезпечення радіоекологічної безпеки прилеглих до Чорнобильської зони відчуження територій з метою запобігання надзвичайних ситуацій, шляхом мобілізації та блокування радіонуклідів депонованих у лісових екосистемах та зменшення дозових навантажень населення й учасників пожежогасіння.

Встановлено, що вплив радіаційного чинника на формування дозових навантажень населення на радіоактивно забруднених територіях найбільш критично проявляється через 1-2 роки після лісової пожежі. Така ситуація виникає внаслідок відновлення лісової продукції в умовах збільшення мобільності радіонуклідів у лісових ґрунтах, що веде до забруднення трофічних ланцюгів. Доза опромінення дорослого населення більше залежить від кількості пожеж та їх загальної площі, ніж доза опромінення дітей, що пов'язано з режимом харчування та споживанням лісових продуктів, які мають істотний внесок у формування дози опромінення. В роботі досліджено особливості взаємодії гуанідинових полімерів з компонентами біомаси, обґрунтовано ефективність та доцільність їх застосування для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень, підвищення ефективності локалізації та ліквідації лісових пожеж, що призводить до зменшення дозових навантажень населення, особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил та інших учасників пожежогасіння. Наведено напрямки підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення й особового

складу підрозділів оперативно-рятувальних сил в умовах критичних ситуацій.

У результаті проведення комплексу теоретичних та експериментальних досліджень у дисертації запропоновано нові наукові положення, висновки та рекомендації, які створюють передумови зменшення негативного екологічного впливу на рівень екологічної безпеки життєдіяльності населення наслідків лісових пожеж, в тому числі на радіоактивно забруднених територіях

У вступі обґрунтовано актуальність теми дисертаційної роботи, сформульовані ідея, мета і завдання досліджень, визначено наукову новизну та практичну цінність одержаних результатів, дані про особистий внесок здобувача, апробацію результатів дисертації, структуру і обсяг роботи.

На підставі аналітичного огляду вітчизняних і зарубіжних літературних джерел виявлено, що одним із перспективних напрямків підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення є використанням інтегрованого управління, що враховує кожен етап управлінського циклу та об'єднує людські, фізичні та екологічні елементи, які впливають на процес управління ризиками лісових пожеж. Ключовим аспектом інтегрованого управління є перенесення акценту з пожежогасіння на профілактику з метою упередження і підвищення обізнаності груп ризику з підтриманням профілактичних заходів шляхом застосування ефективних заходів, адаптованих до місцевих соціально-економічних і екологічних умов. Але в Україні недостатня увага приділяється підвищенню рівня радіаційно-екологічної безпеки життєдіяльності населення, учасників пожежогасіння та докілью за рахунок запровадженням комплексу превентивних протипожежних заходів.

Викладене вище дало підставу для визначення **ідеї роботи**, яка полягає у створенні передумов зменшення негативного екологічного впливу на рівень екологічної безпеки життєдіяльності населення, враховуючи можливі критичні ситуації внаслідок лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях із застосуванням гуанідинових полімерів та композицій на їх основі.

Із врахуванням стану питання сформульовані мета, основні завдання та методологічна схема дисертаційних досліджень.

У **другому** розділі запропоновано методологію та обґрунтовано методики проведення досліджень, які передбачали застосування як теоретичних, так і експериментальних методів: інфрачервоної спектроскопії з Фур'є перетворенням (Bruker Vertex 70) з приставкою Platinum ATR з елементом порушеного повного внутрішнього відбиття (алмазне вікно), програмне забезпечення OPUS 65 дозволяє реєструвати та обробляти FTIR спектри у діапазоні довжин хвиль 400-4500 cm^{-1} з точністю вимірювання 0,5 cm^{-1} ; газо-рідинної хроматографії – для дослідження складу і властивостей отриманих продуктів (газовий хроматограф HEWLETT PACKARD 6890 з автодозатором та полум'яно-іонізаційним детектором), також методи гравіметрії, диференційно-термічного (ДТА), диференційно-термогравіметричного (ДТГ) і термогравіметричного (ТГ) аналізу, капілярної віскозиметрії з використанням віскозиметру типу Оствальда-Пінкевича (ВПЖ-2) з діаметром капіляра $\varnothing=0,56$ мм; наявність мікроелементів визначали атомно-емісійним методом з використанням оптичного емісійного спектрометра з індуктивно-зв'язаною плазмою “Спектрофлейм Модула”, призначеному для одночасного та послідовного багатеlementного аналізу та спектрофотометрично з використанням Spesord M-40. Відносну вогнегасну ефективність досліджуваних розчинів та води визначали із використанням вогнегасників ВВ-9 та ВВШ-9, дренчерних зрошувачів, пожежного ствола РСК-50 та модельного вогнища класу 1А.

У **третьому** на підставі вивчення особливостей лісових пожеж Чорнобильської зони відчуження та дозових навантажень населення радіоактивно забруднених територій Українського Полісся, визначених за лічильником випромінювань людини, параметризована динаміка дозових навантажень населення селітебних радіоактивно забруднених територій Народицького району Житомирської області.

У **четвертому розділі** обґрунтовано застосування гуанідинових полімерів для: локалізації токсикантів, зменшення пилового забруднення атмосфери під час ліквідації аварій та надзвичайних ситуацій; підвищення ефективності гасіння масштабних пожеж; підвищення ефективності роботи систем водяного

пожежогасіння; збільшення пропускнуої здатності трубопроводів в період «пікових навантажень»; підвищення ефективності роботи мобільних установок пожежогасіння; вдосконалення способів регулювання тиску і витрат води в трубопроводах в складних гідравлічних системах. За припущенням, одним зі способів зменшення міграції техногенних радіонуклідів та пилоутворення може бути використання вогнезахисних та вогнегасних речовин (композицій), які за рахунок своєї хімічної будови могли б фізично блокувати міграцію радіонуклідів внаслідок утворення полімерних плівок, або істотно знижувати міграційну здатність, за рахунок утворення хімічних зв'язків. Використання речовин, що покращують змочувальну здатність, за рахунок зниження поверхневого натягу, повинно сприяти інтенсивному проникненню вогнегасного засобу в шари матеріалу в процесі його термічно розкладання.

Наведено порівняльні дані хімічних речовин, їх сумішей для гасіння лісових пожеж та показники їх екологічної небезпеки. Виявлено, що існуючі змочувачі та піноутворювачі антипіренними властивостями не володіють, а композиції з високою вогнегасною та вогнестримуючою здатністю погано змочують лісові горючі матеріали й не можуть створювати піну. Композицій довготривалої дії, здатних надавати лісовим горючим матеріалам негорючі властивості понад 24 години та водночас володіли добрими змочуючими й піноутворюючими властивостями не зареєстровано. Таким чином, використання запропонованих речовин та композицій на їх основі дозволяє підвищити рівень екологічної безпеки життєдіяльності населення наступним шляхом: зниження пилоутворення (седиментації) радіоактивного пилу; локалізації та адсорбції радіоактивних продуктів горіння; зменшення дозових навантажень на населення та учасників пожежогасіння.

У п'ятому розділі наведено результати експериментальних досліджень фізико-хімічних властивостей солей полігексаметиленгуанідину (ПГМГ) та їх застосування для розроблення комплексу превентивних заходів з попередження виникнення пожеж. На підставі аналізу експериментальних даних показано доцільність використання запропонованих вогнезахисних композицій (із

застосуванням гуанідинових сполук) для підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення шляхом їх застосування для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень, локалізації й ліквідації лісових та торф'яних пожеж.

У шостому розділі представлено результати експериментальних досліджень впливу солей ПГМГ на вогнегасні властивості води з метою розробки екологічно прийнятних водних вогнегасних речовин. Проведені дослідження показали принципову можливість створення універсальної вогнегасної речовини, що володіє одночасно досить високими змочуючими, піноутворюючими, антипіренними та інгібуючими властивостями, відноситься до четвертого класу небезпеки (малотоксичні речовини) та виявляє здатність до захисту металевого обладнання від біокорозії та обростання. Запропоновані водні вогнегасні речовини є безпечними для персоналу під час використання, транспортування, зберігання та екологічно прийнятні для навколишнього середовища. Використання гуанідинових сполук сприяє конгломерації пилових часточок внаслідок адгезії, що визначає перспективність використання їх для запобігання пилоутворення та вітрової міграції радіоактивних аерозолів.

У сьомому розділі наведено технологічні рішення та композиції на їх основі. Для мінімізації ризиків від лісових пожеж та зменшення надходження радіоактивних продуктів згорання в атмосферу запропоновано спосіб гасіння лісової пожежі, що включає в себе використання водної вогнегасної речовини на основі ПГМГ безпосередньо для гасіння кромки пожежі з одночасним прокладанням перед фронтом пожежі загороджувальних смуг на основі солей ПГМГ, що дозволяє знизити швидкість горіння лісових горючих матеріалів майже в 4 рази. Наведено напрямки підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення й особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил в умовах критичних ситуацій. Проведені моніторингові дослідження результатів застосування гуанідинових сполук дозволили простежити закономірності міграційної здатності важких і перехідних металів в техногенно забруднених екосистемах що, зокрема, дозволило визначити напрямки

вдосконалення мобільної лабораторії з оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій шляхом забезпечення оперативного радіаційно-екологічного контролю.

Ключові слова: екологічна безпека, радіоекологічна безпека, довкілля, безпека життєдіяльності, гуанідинові сполуки, лісові пожежі, радіоактивно забруднені території, дозові навантаження.

СПИСОК НАУКОВИХ ПРАЦЬ

монографії

1. **Магльована Т.В.** Екологічні аспекти використання гуанідинових полімерів в умовах надзвичайних ситуацій: [Монографія] Видання друге/ Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник, С. В. Жартовський – Черкаси: видавець ФОП Гордієнко Є.І., 2017–210 с. (ISBN 978-966-9730-54-1).

*Статті у наукових періодичних виданнях інших держав та виданнях,
які індексуються наукометричними базами даних*

Scopus та Web of Science

2. **Maglyovana T.** Improving the efficiency of water fire extinguishing systems operation by using guanidine polymers / T. Maglyovana, T. Nyzhnyk, S. Stas, D. Kolesnikov, T. Strikalenko // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies* – 2020. – №1/10(103). Pp.20-25 (*Scopus, CrossRef, American Chemical Society, Index Copernicus, WorldCat, ResearchBib, Ulrich's Periodicals Directory, (PBN), BASE, MIAR, CNKI*).

3. Zhartovsky S. Rationale of use guanidine surfactants for fire extinguishing in natural ecosystems / S. Zhartovsky, **T. Maglyovana** // *Journal Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu* – 2020. – №4 Pp.124-129. (*Scopus, Index Copernicus, Master List*).

4. Trofimchuk A.K. Development of the analytik form of reagents on the basis of silica gel impregnated with polyhexamethyleneguanidine chloride / A.K. Trofimchuk, **T. V. Maglyovana**, V. N. Leshechenko // *Polish Chemistry Journal*. – Vol. 3, № 10 (82). – 2008. – Pp. 453 – 459 (*Scopus*).

Статті у фахових наукових виданнях із переліку МОН України

5. Нижник Т.Ю. О гидродинамической активности обеззараживающего реагента на основе полигексаметиленгуанидин гидрохлорида / Т. Ю. Нижник, А. И. Баранова, **Т. В. Маглевая**, С. В. Жартовский, Т. В. Стрикаленко // *World Science* – 2019. – №4(44) Vol 1 С. 11-15. (*Index Copernicus, RS Global, Academia. edu, eLIBRARY, Google scholar, BIBLIOTEKA NARODOWA, CiteFactor*).

6. **Maglyovana T.** The use of biochid polymeric reagents for the discharge of drinking water in conditions of emergency situations / Т. Maglyovana, Т. Nizhnik // *Sciences of Europe*. – Vol. 1, № 34. – 2018. – Pp. 37 – 41 (*Index Copernicus, [General Impact Factor \(GIF\)](#), [International Scientific Indexing](#), SlideShare, [Issuu](#), [Calaméo](#)*).

7. **Maglyovana T.V.** Mechanism of interaction of derivative polyhexamethylenuganidin derivatives with biomaterials of forest ecosystems / Т. V. Maglyovana, V.V. Dolin // *Geochemistry of Technogenesis* – 2019. – №1 – Pp. 73-81. (*Index Copernicus, CrossRef, World Cat, Academic Searh*).

8. **Maglyovana T.V.** Feasibility investigation of using guanidine-based polymers for forest fires extinguishing and minimizing their effects / Т. V. Maglyovana, V.V. Dolin // *Geochemistry of Technogenesis* – 2019. – №2 – Pp. 90-98 (*Index Copernicus, CrossRef, World Cat, Academic Searh*).

9. Maglyovana T.V. Key issues for ecological management of radioactive contaminated forest ecosystems in Ukraine / Т. V. Maglyovana, V.V. Dolin // *Geochemistry of Technogenesis* – 2020. – №3(31) – Pp. 131-142 (*Index Copernicus, CrossRef, World Cat, Academic Searh*).

10. Мариевский В. Ф. Методические и эколого-гигиенические аспекты анализа безопасности воды при использовании некоторых реагентов для ее обеззараживания / В. Ф. Мариевский, А. И. Баранова, Ю. В. Нижник, Т. В. Стрикаленко, **Т. В. Маглевая**, Т. Ю. Нижник // *Вода: химия и экология*. – 2011. – № 4. – С. 58 – 65. (*ПИИЦ, eLIBRARY*)

11. **Магльована Т.В.** Отримання сорбентів для системи комплексного екологічного моніторингу важких металів у стічних водах /Т.В. Магльована // *Вісник Кременчуцького національного університету ім. М.Остроградського*. – 2017. – №1, вип. 102. – С. 129-134 (*Index Copernicus, Ulrich's Web Global Serials Directory*,

eLIBRARY, Polish Scholarly Bibliography, Infobase Index, Inspec, Open Academic Journals Index, Google Scholar, CiteFactor i Scientific Indexing Services).

12. Магльована Т. В. Підвищення ефективності очищення шахтних вод з використанням гуанідинових флокулянтів /Т. В. Магльована, О. Л. Зав'ялова, В. К. Костенко, // *Вісті Донецького гірничого інституту*:— Покровськ: ДВНЗ «ДонНТУ». – 2017. – № 1 (40). – С. 176 – 182. *Автору належить проведення експерименту та аналіз отриманих даних (Index Copernicus, Citefactor, Google Scholar).*

13. **Магльована Т. В.** Спектрофотометричне визначення концентрації поверхнево-активних речовин /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2009. – № 4. – С. 75 – 79.

14. Жартовський В. М. Виробництво питної води в умовах надзвичайних ситуацій з використанням гуанідинових флокулянтів / В. М. Жартовський, А. К. Трохимчук, **Т. В. Магльована**, Г. І. Баранова // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2010. – № 5. – С. 56 – 60.

15. **Магльована Т. В.** Дослідження показника в'язкості водних розчинів полімерної речовини полігексаметиленгуанідин хлориду /Т. В. Магльована, В. М. Кришталь, Т. Ю. Нижник // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2010. – № 6. – С. 77 – 81.

16. Марієвський В. Ф. Ефективні дезінфектанти як важлива складова попередження епідемічних ускладнень внаслідок надзвичайних ситуацій, викликаних повеннями /В. Ф. Марієвський, Т. В. Стрикаленко, **Т. В. Магльована**, Т. Ю. Нижник // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2011. – № 9. – С. 88 – 92.

17. Жартовський В. М. Застосування полімерної поверхнево-активної речовини гуанідинового ряду з метою підвищення вогнегасних властивостей води / В. М. Жартовський, **Т. В. Магльована**, С. В. Жартовський // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2012. – № 12. – С. 35 – 40.

18. **Магльована Т. В.** Аналіз протипожежного стану радіоактивно забруднених лісових екосистем /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2014. – № 18. – С. 78 – 83.

19. **Магльована Т. В.** Фізико-хімічні властивості водних вогнегасних речовин на основі полігексаметиленгуанідину /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2014. – № 17. – С. 67 – 72.

20. Нижник Т.Ю. О гидродинамической активности обеззараживающего реагента на основе полигексаметиленгуанидин гидрохлорида / Т. Ю. Нижник, А. И. Баранова, **Т. В. Маглевая,** С. В. Жартовский, Т. В. Стрикаленко // *Водопостачання та водовідведення*–2019– №3 С. 53-57.

21. **Магльована Т. В.** Інгібітори корозії пожежно - технічного обладнання на основі комплексів металів із солями полігексаметиленгуанідину / Т.В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2015. – № 19. – С. 95 – 99.

22. **Магльована Т. В.** Використання дезінфікуючих препаратів на основі похідних гуанідину в умовах надзвичайних ситуацій /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2013. – № 15. – С. 104 – 109.

23. **Магльована Т. В.** Підвищення ефективності термостійкості деревини шляхом модифікації фосфоровмісними полімерами /Т. В. Магльована, П. І. Заїка // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2015. – № 21. – С. 53 – 58.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації

24. **Maglyovana T.** Application of polyalkylenguanidine disinfectants for improving the effectiveness of anti-epidemic measures in emergency situations /Т. Maglyovana, Т. Nizhnik // *Kwartalnik Policyjny.* – 2018. – № 2 (45). – Pp. 50 – 54.

25. **Магльована Т. В.** Використання адсорбції полімерних антисептиків для підвищення протипожежного захисту вогнезахищеної деревини / Т. В. Магльована, А. К. Трохимчук, Г. І. Баранова // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2008. – № 2. – С. 35 – 37.

26. **Магльована Т. В.** Використання біоцидних полімерних реагентів для удосконалення технології знезараження питної води в умовах надзвичайних ситуацій / Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник, І. О. Ножко // *Надзвичайні ситуації: попередження та ліквідація.* – 2017. – № 2. – С. 53 – 62.

27. Трохимчук А.К., **Магльована Т.В.**, Баранова Г.І., Нижник Т.Ю. Підсумки конкурсу «ВИНАХІД — 2010» Здорове, безпечне, достойне життя. Спосіб визначення концентрації полігексаметиленгуанідину у воді та набір для цього способу № патенту: 83673 Патентовласник: ЗАТ «Науково-технологічний центр “Укрводбезпека”» Правова охорона інтелектуальної власності. Наука та інновації. - 2011. - Т. 7. - № 4. - С. 30 — 31.

Патенти на винахід та корисну модель України:

28. Застосування гуанідинових полімерів для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень: пат. на корисну модель 137115 UA/ **Т.В. Магльована**, В.В. Долін.— № у 201901513; заявл.15.02.2019; опубл. 10.10.2019, Бюл. №19.

29. Композиція для гасіння лісових пожеж та зменшення пилоутворення: пат. на корисну модель 138573 UA/ **Т. В. Магльована**, В. В. Долін.— № у 201901968; заявл. 27.02.2019; опубл. 10.12.2019, Бюл. № 23.

30. Спосіб гасіння лісових пожеж: пат. на корисну модель 136998 UA/ **Т. В. Магльована**, В. В. Долін.— № у 201902569; заявл. 18.03.2019; опубл. 25.09.2019, Бюл. №18.

31. Сорбат для одержання аналітичної форми реагенту, способи одержання сорбату та аналітичної форми реагенту: пат. на винахід 81830 UA/ А.К. Трохимчук, **Т.В. Магльована**, Г.І. Баранова – № а 200602495; заявл. 07.03.2006; опубл. 11.02.2008, Бюл. № 3.

32. Спосіб визначення концентрації полігексаметиленгуанідину у воді та набір для цього способу: пат. на винахід 83673 UA/ А.К. Трохимчук, **Т.В. Магльована**, Г.І. Баранова, Т.Ю. Нижник— № а 200602496; заявл. 07.03.2006; опубл. 11.08.2008, Бюл. № 15.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

33. **Магльована Т. В.** Створення нових сорбентів на основі силікагелю імпрегнованого полігексаметиленгуанідином /Т. В. Магльована, І. М. Шкода, В. М. Лещенко // Збірка тез доповідей Дев'ятої Всеукраїнської конференції студентів та аспірантів «Сучасні проблеми хімії», 15-16 травня 2008 р. – Київ, 2008. – С. 35.

34. **Магльована Т. В.** Використання полімерних біоцидних флокулянтів в

технології водопідготовки / Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник // Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Актуальні проблеми технічних та природних наук у забезпеченні цивільного захисту», 6-7 квітня 2010 р. – Черкаси, 2010. – С. 119.

35. **Магльована Т. В.** Використання гуанідинових полімерів для поліпшення вогнегасних властивостей води / Т. В. Магльована, В. М. Кришталь // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Природничі науки та їх застосування в діяльності служби цивільного захисту», 8 жовтня 2010 р. – Черкаси, 2010. – С. 31.

36. **Маглевая Т.В.,** Пасека Л.Ю. Исследование огнетушащих свойств водных растворов полимерных катионных поверхностно-активных веществ гуанидинового ряда // Сборник материалов международной научно-практической конференции «Чрезвычайные ситуации: теория, практика», Гомель, 2011 г., с.273-274.

37. **Марієвский В. Ф.** Еколого-гігієнічні проблеми безпеки води при її знезаражуванні / В.Ф. Марієвский, Г.І. Баранова, Т.В. Стрікаленко, Т. В. Магльована, Т.Ю. Нижник // Збірка доповідей Міжнародного Конгресу «ЕТЕВК-2011», 6-10 червня 2011 р. – Ялта, 2011. – С. 124 – 128.

38. **Маглевая Т. В.** Влияние реагента «Акватон-10» на определение показателя химического потребления кислорода / Т.В. Маглевая // Матеріали III науково-практичної конференції «Вода в харчовій промисловості», 29-30 березня 2012 р. – Одеса, 2012. – С. 64 – 65.

39. **Маглевана Т. В.** Огнетушащие свойства водных растворов поверхностно-активных веществ гуанидиновых полимеров / Т.В. Маглевана // II Міжнародна науково-практична конференція Пожежна безпека: теорія і практика, 12 жовтня 2012 р. – Черкаси, 2012. – С. 35.

40. **Магльована Т. В.** Використання речовин гуанідинового ряду для організації життєзабезпечення населення в умовах надзвичайних ситуацій /Т.В. Магльована // IV Міжнародна науково-практична конференція «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій», 7-8 грудня 2013 р. –

Черкаси, 2013. – С. 199 – 200.

41. **Магльована Т. В.** Вогнегасні властивості водних розчинів полігексаметиленгуанідин гідрохлориду в залежності від молекулярної маси полімеру /Т.В. Магльована // III Міжнародна науково-практична конференція Надзвичайні ситуації: безпека та захист, 4–5 жовтня 2013 р. – Черкаси, 2013. – С. 14.

42. **Магльована Т. В.** Вогнегасні властивості водних розчинів полігексаметиленгуанідин фосфату / Т. В. Магльована, // IV Міжнародна науково-практична конференція «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій», 6-7 грудня 2013 р. – Черкаси, 2013. – С. 230.

43. **Магльована Т. В.** Підвищення вогнегасних властивостей води, шляхом введення водорозчинних полімерних поверхнево-активних речовин / Т.В. Магльована, І.О. Ножко // V Міжнародна науково-практична конференція «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій», Черкаси, 2014. - С.246.

44. **Магльована Т. В.** Створення нових сорбентів для екологічного моніторингу та аналітичного визначення реагентів // III Міжнародна конференція «Хімічна і радіаційні безпека: проблеми і рішення», 19-22 травня 2015 р. – Київ, 2015. – С. 110.

45. **Магльована Т. В.** Адсорбція йонів важких металів природними та модифікованими бентонітами Черкаського родовища /Т.В. Магльована, Л.Б.Ящук // II Міжнародна науково-практична конференція м. Львів, 2015. - С.102-103.

46. Ящук Л. Б. Використання методу ультразвукової обробки проби ґрунту для визначення важких металів / Л. Б. Ящук, **Т. В. Магльована** // Materials of Anternational scientific and practical conference “Respective trends in scientific research – 2015” Volume 2. – October, 17-22, 2015. Bratislava, Slovak Republic. – Pp. 97-98.

47. **Магльована Т. В.** Супрамолекулярний сорбент для екологічного моніторингу та групового визначення важких металів в природних водах / Т. В. Магльована // Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки: збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції, 4 грудня 2015 р. – Харків, 2015. – С. 166 – 168.

48. **Маглевана Т. В.** Полиалкиленгуанидины как перспективные средства для обеспечения эпидемиологического благополучия населения в условиях чрезвычайных ситуаций /Т. В. Маглевана // Сборник материалов международной научно-практической конференции «Чрезвычайные ситуации: теория, практика, инновации», 19-20 мая 2016 г.– Гомель, 2016. – С. 388 – 400.

49. **Магльована Т. В.** Фізико-хімічні властивості водних вогнегасних речовин на основі полігексаметиленгуанідингідрохлориду /Т. В. Магльована, Д. О. Кришталь, Л. В. Лукашенко, І. О. Ножко // Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» м. Черкаси, 2016. – С. 224-226.

50. **Маглевана Т. В.** Исследование свойств химически модифицированной древесины методом инфракрасной спектроскопии с Фурье преобразованием /Т. В. Маглевана, И. О. Ножко, Е. Б. Андрианова и др. // Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» м. Черкаси, 2017. – С. 212-213.

51. **Маглевана Т. В.** Влияние поверхностно-активных веществ гуанидинового ряда на смачиваемость сыпучих материалов / Т. В. Маглевана, В. В. Володина // Матеріали регіональної науково-практичної конференції «Екологічні проблеми паливно-енергетичного комплексу», 17-18 травня 2017 р. – Покровськ, 2017. – С. 14-16.

52. **Магльована Т. В.** Екологічні аспекти гасіння пожеж на радіоактивно забруднених територіях / Т. В. Магльована // V Міжнародна конференція «Хімічна і радіаційні безпека: проблеми і рішення», 24-25 травня 2017 р. – Київ, 2017. – С. 84.

53. **Магльована Т. В.** Інгібітори корозії на основі солей полігексаметиленгуанідину / Т. В. Магльована, Є.О., Хандусь // VII Всеукраїнська науково-практична конференція «Техногенно-екологічна безпека України: стан та перспективи розвитку» (Ч.1), 13-20 листопада 2017 р. – Ірпінь, 2017. – С. 118-120.

54. **Магльована Т.В.** Організація водопостачання з використанням полімерного біоцидного реагента в умовах надзвичайних ситуацій /

Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник, І. О. Ножко // Сучасний стан цивільного захисту України та перспективи розвитку: Матеріали 20 Всеукраїнської науково-практичної конференції, 9-10 жовтня 2018 р. – Київ, 2018. – С. 275-278.

55. **Магльована Т. В.** Модифікування деревини полімерними речовинами з метою удосконалення її фізико-хімічними властивостями /Т. В. Магльована, І. О. Ножко, В.В. Володіна // Матеріали XIII Міжнародної науково-практичної конференції «Проблеми та перспективи розвитку системи безпеки життєдіяльності», 29-30 березня 2018 р. – Львів, 2018. – С. 61 – 62.

56. **Maglyovana T.** Improving the efficacy of anti-epidemic activities under emergency situations with use guanidine disinfectants / T. Maglyovana, T. Nizhnik // First International conference of European Academy of Science, November 20-28, 2018. – Bonn, 2018. – Pp. 94 (ISBN 9781792197710).

57. **Маглевая Т.В.** Применение гуанидиновых полимеров для специальной обработки по обеззараживанию и дезинфекции различных поверхностей при чрезвычайных ситуациях /Т.В. Маглевая, Т.Ю. Нижник// Science progress in European countries: new concepts and modern solutions: Papers of the 4th International Scientific Conference, 28 December 2018.– Stuttgart, 2018. – Pp. 659-661 (ISBN 978-3-944375-22-9).

58. **Маглевая Т. В.** Определение концентрации полигексаметиленгуанидин гидрохлорида /Т.В. Маглевая, А.И. Баранова// Збірник тез доповідей X Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів «Вода в харчовій промисловості». 21-22 березня 2019р., Одеса, ОНАХТ.- Одеса: ОНАХТ, 2019. – С. 109.

59. Нижник Т.Ю. О снижении гидродинамического сопротивления в водопроводной сети реагентами на основе ППГ-ГХ / Т. Ю. Нижник, А. И. Баранова, **Т. В. Маглевая**, С. В. Жартовский, Т. В. Стрикаленко // Збірник тез доповідей Міжнародного Конгресу «ЕТЕВК-2019», 10-14 червня 2019 р. – м. Чорноморськ, 2019. – С. 159 – 164.

60. **Магльована Т.В.** Обґрунтування використання полімерного біоцидного реагента «Акватон-10» в умовах надзвичайних ситуацій / Т. В.

Магльована, Т. Ю. Нижник // Матеріали XI Міжнародної науково-практичної конференції «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» – Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, м. Черкаси 9-10 квітня 2020. – С. 173-175.

61. **Магльована Т.В.** Адсорбція йонів важких металів та радіонуклідів модифікованими бентонітами Дашуківського родовища / Т. В. Магльована// Надзвичайні ситуації: безпека та захист: Матеріали X Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю. – Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, м. Черкаси 29-30 жовтня 2020. – С.172-173.

ABSTRACT

Maglyovana T.V. Scientific bases of use of guanidine compounds for increase of ecological safety of vital activity of the population of radioactively contaminated territories. – Qualification scientific research should be treated as a manuscript.

Thesis to receive the scientific degree of Doctor of Science 21.06.01 – Environmental Safety. - State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management, Kyiv, 2021.

The work is devoted to the development of a scientifically based effective system of measures to prevent fires and fire extinguishing based on the use of promising technologies using guanidine compounds. And also to improve the system of ensuring the radioecological safety of the territories adjacent to the Chernobyl exclusion zone, in order to prevent emergencies, by mobilizing radionuclides deposited in forest ecosystems to reduce the dose loads of the population and participants in firefighting.

It was found that the influence of the radiation factor on the formation of dose loads of the population in radioactively contaminated areas is most critically manifested in 1-2 years after a forest fire. This situation arises as a result of the restoration of forest products under conditions of increased mobility of radionuclides in forest soils, leading to contamination of food chains. The radiation dose for the adult population depends more on the number of fires and their total area than the radiation dose for children, which is associated with the diet and consumption of forest products, which have a significant contribution to the formation of the radiation dose. The paper investigates the features of

the interaction of guanidine polymers with biomass components, substantiates the effectiveness and feasibility of their use for preventive fire-fighting treatment of forest plantations, increasing the efficiency of localization and elimination of forest fires, which leads to a decrease in the dose loads of the population, personnel of the units of the operational and rescue forces and other participants. fire extinguishing. The directions of increasing the level of environmental safety of life of the population and personnel of units of operational and rescue forces in critical situations are given.

As a result of a complex of theoretical and experimental research, the dissertation proposes new scientific provisions, conclusions and recommendations that create the prerequisites for reducing the negative environmental impact on the level of environmental safety of the population of the consequences of forest fires, including in radioactively contaminated areas.

In the introduction, the relevance of the topic of the dissertation work is substantiated, the idea, purpose and objectives of the research are formulated, the scientific novelty and practical value of the results obtained, data on the personal contribution of the applicant, approbation of the dissertation results, structure and volume of work are determined. Based on an analytical review of domestic and foreign literary sources, it was revealed that one of the promising directions for increasing the level of environmental safety of the population's life is the use of integrated management, which takes into account each stage of the management cycle and combines human, physical and environmental elements that affect the forest fire risk management process. A key aspect of integrated management is to shift the focus from fire fighting to prevention in order to prevent and raise awareness of risk groups with support for preventive interventions through the application of effective measures adapted to local socio-economic and environmental conditions. But in Ukraine, insufficient attention is paid to increasing the level of radiation and environmental safety of life of the population, participants in firefighting and the environment through the introduction of a set of preventive firefighting measures.

The foregoing provided the basis for determining the idea of work, which consists in creating the prerequisites for reducing the negative environmental impact on the level

of environmental safety of the population's life, taking into account possible critical situations due to forest fires in radioactively contaminated areas using guanidine polymers and compositions based on them.

Taking into account the state of the issue, the goal, objectives and methodological scheme of dissertation research are formulated.

In the second section, a methodology and substantiated research methods are proposed, which provided for the use of both theoretical and experimental methods: infrared spectrophotometry with Fourier transform (Bruker Vertex 70) with a Platinum ATR attachment with an element of disturbed total internal reflection (diamond window), OPUS software 65 allows recording and processing FTIR spectra in the wavelength range 400-4500 cm^{-1} with a measurement accuracy of 0.5 cm^{-1} ; gas-liquid chromatography - for studying the composition and properties of the obtained products (gas chromatograph HEWLETT PACKARD 6890 with autosampler and flame ionization detector), also methods of gravimetry, differential thermal (DTA), differential thermogravimetric (GTG) and thermogravimetric (TG) analysis, capillary viscometry using a viscometer of the Ostwald-Pinkevich with a capillary diameter; the presence of trace elements was determined by the atomic emission method using an optical emission spectrometer with inductively coupled plasma "Spectroframe Module" designed for simultaneous and sequential multielement analysis and spectrophotometrically using the Specord M-40. The relative fire extinguishing efficiency of the test solutions and water was determined using fire extinguishers VV-9 and VVSH-9, deluge sprinklers, an RSK-50 fire barrel and a model class 1A hearth.

In the third, based on the study of the peculiarities of forest fires in the Chernobyl exclusion zone and dose loads of the population of radioactively contaminated territories of Ukrainian Polesie, determined by a human radiation counter, parameterized dynamics of dose loads of the population of residential radioactively contaminated territories of the Narodichsky district of Zhytomyr region.

The fourth section substantiates the use of guanidine polymers for: localizing toxicants, reducing dust pollution of the atmosphere during the elimination of accidents and emergencies; increasing the efficiency of extinguishing large-scale fires; increasing

the efficiency of water fire extinguishing systems; increasing the throughput of pipelines during the period of "peak loads"; increasing the efficiency of mobile fire extinguishing installations; improvement of methods for regulating the pressure and flow rate of water in pipelines in complex hydraulic systems. According to the assumption, one of the ways to reduce the migration of technogenic radionuclides and dust formation can be the use of fire retardant and fire extinguishing substances (compositions), which, due to their chemical structure, could physically block the migration of radionuclides due to the formation of polymer films, or significantly reduce the migration ability, due to the formation of chemical connections. The use of substances that improve the wetting ability, by reducing the surface tension, should facilitate the intensive penetration of the extinguishing agent into the layers of the material during its thermal decomposition. Comparative data of chemical substances, their mixtures for extinguishing forest fires and indicators of their environmental hazard are presented. It was revealed that existing wetting agents and foaming agents do not possess fire retardant properties, and compositions with high fire-extinguishing and fire-retardant ability poorly wet forest combustible materials cannot create foam. Compositions of long-term action capable of providing non-combustible properties to forest combustible materials for more than 24 hours and at the same time possessing good wetting and foaming properties have not been registered. Thus, the use of the proposed substances and compositions based on them makes it possible to increase the level of environmental safety of life of the population in the following way: reduction of dust formation (sedimentation) of radioactive dust; localization and adsorption of radioactive combustion products; reduction of dose loads on the population and participants in firefighting.

The fifth section presents the results of experimental studies of the physicochemical properties of polyhexamethylene guanidine salts (PHMG) and their application for the development of a set of preventive measures to prevent the occurrence of fires. Based on the analysis of experimental data, the expediency of using the proposed fire-retardant compositions (with the use of guanidine compounds) to increase the level of environmental safety of the population through their use for preventive fire-prevention treatment of forest stands, localization and elimination of forest and peat fires is shown.

The sixth section presents the results of experimental studies of the effect of PHMG salts on the fire extinguishing properties of water in order to develop environmentally acceptable water fire extinguishing agents. The studies carried out have shown the fundamental possibility of creating a universal fire extinguishing agent, which simultaneously has sufficiently high wetting, foaming, flame retardant and inhibiting properties, belongs to the fourth hazard class (low toxic substances) and exhibits the ability to protect metal equipment from biocorrosion and fouling. The proposed water extinguishing agents are safe for personnel during use, transportation, storage and environmentally friendly. The use of guanidine compounds promotes the conglomeration of dust particles due to adhesion, determines the prospects for use to prevent dust formation and wind migration of radioactive aerosols.

The seventh chapter contains technological solutions and compositions based on them. To minimize the risks from forest fires and reduce the release of radioactive combustion products into the atmosphere, a method for extinguishing a forest fire has been proposed, including the use of an aqueous extinguishing agent based on PHMG directly to extinguish the edge of the fire with the simultaneous laying of barrier strips based on PHMG salts in front of the fire front, which to reduce the burning rate of forest combustible materials by almost 4 times. The directions of increasing the level of environmental safety of life of the population and personnel of units of operational and rescue forces in critical situations are given. The conducted monitoring studies of the results using guanidine compounds made it possible to trace the patterns of the migration ability of heavy and transition metals in technogenically contaminated ecosystems, which, in particular, made it possible to determine the directions for improving the mobile laboratory for assessing and predicting emergency situations by providing operational radiation and environmental control.

Keywords: ecological safety, radioecological safety, environment, life safety, guanidine compounds, forest fires, radioactively contaminated territories, dose loads, radiation factor.

ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ	2
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	25
ВСТУП	26
РОЗДІЛ 1. ФОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ	37
1.1. Характеристика радіоактивно забруднених територій, їх вплив на рівень радіоекологічної безпеки для довкілля та життєдіяльності населення	39
1.2 Фактори, що впливають на формування доз опромінення населення радіоактивно забруднених територій Українського Полісся	47
1.3 Статистичні дані лісових пожеж, аналіз досвіду оцінювання екологічного впливу лісових пожеж та їх наслідків	58
1.3.1 Світова статистика лісових пожеж	58
1.3.2 Національна статистика лісових пожеж	63
1.3.3 Статистика лісових пожеж Чорнобильської зони відчуження, оцінювання їх екологічного впливу на рівень радіоекологічної безпеки для довкілля та життєдіяльності населення	68
1.4 Висновки до першого розділу	82
РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	84
2.1 Методологія дисертаційних досліджень	84
2.2 Природно-техногенні умови Народицького району	85
2.3 Інструменти дистанційного моніторингу пожеж	89
2.4 Фізико-хімічні властивості солей полігексаметиленгуанідину	90
2.5 Дослідження сорбційних властивостей солей полігексаметиленгуанідину	93
2.6 Термічний аналіз методами диференційно-термічного, диференційно-термогравіметричного і термогравіметричного аналізу	95

2.7. Інфрачервоний спектроскопічний аналіз з Фур'є перетворенням	99
2.8. Визначення вогнезахисної ефективності запропонованих композицій на основі солей полігексаметиленгуанідину	100
2.9. Визначення показників водної вогнегасної речовини	101
2.10. Визначення корозійної активності солей полігексаметиленгуанідину	105
2.11. Аналіз продуктів згорання методом газової хроматографії	107
2.12. Методика математичної обробки результатів досліджень	108
2.13. Висновки до другого розділу	109
РОЗДІЛ 3. ПАРАМЕТРИЗАЦІЯ ДИНАМІКИ ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ	110
3.1. Динаміка дозових навантажень за величиною паспортних доз	110
3.2. Вплив пожеж Чорнобильської зони відчуження на дозові навантаження населення Народицького району	120
3.3. Висновки до третього розділу.	124
РОЗДІЛ 4. ТЕОРЕТИЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАСТОСУВАННЯ ГУАНІДИНОВИХ ПОЛІМЕРІВ ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ НАСЕЛЕННЯ	126
4.1. Екологічні аспекти гасіння пожеж на радіоактивно забруднених територіях	126
4.2. Аналіз використання хімічних речовин та їх сумішей для гасіння лісових пожеж, показники їх екологічної небезпеки	127
4.3. Технічні характеристики піноутворювачів для гасіння пожеж у природних екосистемах, показники їх екологічної небезпеки	141
4.4. Використання полімерів для гасіння пожеж у природних екосистемах	146
4.5. Висновки до четвертого розділу	149

РОЗДІЛ 5. ВИЗНАЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ СОЛЕЙ ПОЛІГУАНІДИНУ ДЛЯ ПРЕВЕНТИВНОГО ЗАХИСТУ ГОРЮЧИХ МАТЕРІАЛІВ	151
5.1 Закономірності адсорбції солей полігексаметиленгуанідину на поверхні целюлозовмісних матеріалів	152
5.2 Визначення сольового складу водних вогнезахисних композицій для прокладання загороджувальних смуг	155
5.3 Визначення вогнезахисної ефективності запропонованих композицій	162
5.4 Висновки до п'ятого розділу	168
РОЗДІЛ 6 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ОПТИМІЗАЦІЯ РЕЦЕПТУР ВОГНЕГАСНИХ РЕЧОВИН	170
6.1 Відносна вогнегасна ефективність композицій на основі солей полігексаметиленгуанідину	170
6.2 Випробування із застосуванням технологій тонкого розпилювання	176
6.2.1 Дослідження залежності зміни тиску в дренчерних зрошувачах	176
6.2.2 Дослідження витрат води та водної вогнегасної речовини	177
6.3 Висновки до шостого розділу	188
РОЗДІЛ 7 НАУКОВО-ТЕХНІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ ЩОДО ПІДВИЩЕННЯ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ	190
7.1 Екологічні, соціальні та економічні наслідки пожеж в природних екосистемах	190
7.2 Науково-методичні рекомендації щодо зменшення доз опромінення персоналу задіяного в гасінні лісової пожежі	194
7.3 Регіональні проблеми лісових та торф'яних пожеж, вплив продуктів згорання на здоров'я населення та довкілля	207
7.4 Вплив пірогенного чинника на фізико-хімічний склад ґрунтів	222
7.4.1 Проведення радіоекологічного моніторингу	224

7.4.2 Природоохоронні заходи постпірогенного відновлення ґрунтів	229
7.5 Підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення і особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил в умовах критичних ситуацій	233
7.6 Висновки до сьомого розділу	244
Загальні висновки дисертації	246
Список використаних джерел	249
ДОДАТКИ	297
Додаток А Список публікацій здобувача	297
Додаток Б Патенти України на винахід та корисну модель отримані за матеріалами роботи	307
Додаток В Акти впровадження	313
Додаток Г Коефіцієнти ризику смертності та захворюваності на вибрані радіонукліди	323
Додаток Д Карта ретроспективної оцінки щільності забруднення ^{137}Cs (на 10 травня 1986р.)	325
Додаток Е Результати розрахунків поля інтегральної в часі концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі ($\text{Бк} \cdot \text{с}/\text{м}^3$), обумовленої підйомом продуктів горіння за період з 4 по 20 квітня 2020 р	326
Додаток Є – Динаміка осадження ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am внаслідок пожеж в 2020 році в ЧЗВ	327

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

ЧЗВ – Чорнобильська зона відчуження

ЧАЕС – Чорнобильська АЕС

ДСНС – Державна служба України з надзвичайних ситуацій

НС – надзвичайна ситуація

ГДК – гранично допустима концентрація

ГДКрз – ГДК робочої зони

ЛД50 – летальна доза, концентрація речовини, що викликає загибель 50 відсотків піддослідних організмів

ПГМГ – полігексаметилгуанідин

ПГМГ-ГХ – полігексаметилгуанідин гідрохлорид

ПГМГФ – полігексаметиленгуанідин фосфат

ПГМГ-ФК – полігексаметиленгуанідин фосфат карбамід

ФСГ-1 – полігексаметиленгуанідин фосфат карбамід

ПАР – поверхнево-активна речовина

МАГАТЕ – Міжнародне агентство з атомної енергії

МКРЗ – Міжнародна комісія з радіаційного захисту

ВСТУП

Актуальність теми. Проблеми безпечного проживання населення в Україні набули надзвичайної гостроти після аварії на Чорнобильській АЕС, яка спричинила надходження в навколишнє природне середовище техногенних радіонуклідів, які повітряними масами та поверхневим стоком були перенесені на великі відстані. Бар'єрну функцію на шляху поширення радіонуклідів виконали лісові екосистеми, які зазнали значної деградації й визначаються як «критична територія», що є джерелом радіаційно-екологічної небезпеки. Одним із головних факторів зростання неконтрольованого дозового навантаження на довкілля та людей є лісові пожежі, в результаті яких підвищується міграційна здатність дозотвірних радіонуклідів.

У 2015-2016 рр. та навесні 2020 р. в Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) відбулися безпрецедентні за кількістю, масштабом і тривалістю лісові пожежі. Остання з них була найбільш масштабною і Державною службою України з надзвичайних ситуацій (ДСНС) була класифікована як надзвичайна ситуація природного характеру регіонального рівня (НС 20610). Всі ці пожежі показали недосконалість чинної системи радіоекологічної безпеки життєдіяльності населення на територіях прилеглих до зони відчуження. Ці пожежі стали спусковим тригером для провокування значної міграції радіонуклідів із зони відчуження, що в результаті призвело до погіршення радіаційно-екологічного стану навколишніх територій і збільшення ризику інгаляційного та перорального опромінення населення й особового складу учасників пожежогасіння.

Нагальна необхідність розв'язання проблеми радіаційно-екологічної безпеки території Українського Полісся, яка віднесена до зон відчуження, обов'язкового та гарантованого відселення після Чорнобильської катастрофи, пов'язана зі зростанням ризику вторинного радіоактивного забруднення, міграції депонованих у лісових екосистемах радіонуклідів та їх поширення атмосферним шляхом внаслідок лісових пожеж. Отже, подальше забезпечення радіаційно-екологічної безпеки як в самій зоні відчуження, так і на прилеглих до неї територіях неможливе

без застосування принципово нових підходів для попередження лісових пожеж в зоні відчуження. А також без застосування нових підходів ефективного гасіння й подальшого підтримання бар'єрної функції лісових екосистем. Тому розвиток наукових основ підвищення рівня радіаційно-екологічної безпеки життєдіяльності населення створює передумови зменшення екологічних ризиків внаслідок лісових пожеж та є актуальною науковою проблемою. Вирішення зазначеної проблеми є науковим підґрунтям подальшого прогресу в розвитку нових методів і засобів для зменшення негативного радіаційно-екологічного впливу лісових пожеж на населення, учасників пожежогасіння та довкілля.

Зв'язок роботи з науковими програмами (планами, темами).

Дисертаційне дослідження проведено відповідно до відомчих тем НАН України 0117U004647 Дослідження загроз виникнення надзвичайних ситуацій на об'єктах ядерно-паливного циклу та розробка пропозицій щодо превентивних заходів безпеки (2017-2021 роки) Цільова програма наукових досліджень Відділення ядерної фізики та енергетики НАН України «Фундаментальні проблеми фізики ядра, радіаційної безпеки, ядерного матеріалознавства та енергетики»; Удосконалення науково-технологічних засад оцінки, моніторингу та прогнозування радіаційного стану навколишнього середовища (шифр: III-03-16) 16-19 Постанова Бюро ВЯФЕ НАН України від 01.07.2015 № 4 № держ. реєстрації 0116U002207 Рішення Експертної ради з питань оцінювання тем фундаментальних науково-дослідних робіт при НАН України від 18.11.2015 № 7; Термодинаміка геохімічних процесів в атмосфері під впливом природних та техногенних чинників (шифр: III-01-16) 16-20 Постанова Бюро ВЯФЕ НАН України від 01.07.2015 № 4 № держ. реєстрації 0116U000155 Рішення Експертної ради з питань оцінювання тем фундаментальних науково-дослідних робіт при НАН України від 18.11.2015 № 7; «Основних засад (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року», затверджених Законом України від 21.12.2010 р. № 2818-VI; «Загальнодержавної програми формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки», затвердженої Законом України від 21.09.2000 р. № 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 напрямкам 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.

Ідея роботи полягає у створенні передумов зменшення негативного екологічного впливу на рівень екологічної безпеки життєдіяльності населення, враховуючи можливі критичні ситуації внаслідок лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях із застосуванням гуанідинових полімерів та композицій на їх основі.

Мета дисертаційної роботи полягає у розробленні науково обґрунтованої ефективної системи заходів для попередження пожеж та пожежогасіння на основі використання перспективних технологій із застосуванням гуанідинових сполук для удосконалення системи радіоекологічної безпеки життєдіяльності населення на прилеглих до ЧЗВ територіях. А також, для запобігання надзвичайних ситуацій, шляхом мобілізації та блокування поширення радіонуклідів, депонованих у лісових екосистемах, зменшення дозових навантажень населення й учасників пожежогасіння.

Для досягнення поставленої мети були поставлені та вирішені наступні **завдання**:

- проаналізувати джерела й чинники радіоекологічної небезпеки, національний і світовий досвід оцінювання негативного екологічного впливу наслідків лісових пожеж на рівень радіоекологічної безпеки для довкілля та життєдіяльності населення;
- дослідити та обґрунтувати залежність дозових навантажень населення прилеглих до ЧЗВ територій від загальної площі та кількості лісових пожеж ЧЗВ;
- порівняти дозові навантаження дорослих та дітей на прилеглих до ЧЗВ територіях зумовлені зміною інтенсивності міграції радіонуклідів, що

спричиняють лісові пожежі ЧЗВ;

- виконати аналіз особливостей процесів, що реалізуються при використанні водних вогнезахисних та вогнегасних речовин та обґрунтувати ефективність і доцільність застосування гуанідинових сполук для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень, локалізації й ліквідації лісових та торф'яних пожеж;

- дослідити особливості взаємодії гуанідинових полімерів з компонентами біомаси, визначити закономірності утворення на поверхні деревини інтерполімерних комплексів між комплементарними макромолекулами;

- розробити методичні рекомендації використання вогнезахисних розчинів гуанідинових полімерів для проведення превентивних протипожежних заходів та дослідити наявність гідродинамічної активності полімерів гуанідинового ряду;

- науково обґрунтувати вміст та сольовий склад водних вогнегасних речовин для первинних засобів пожежогасіння та систем водяного пожежогасіння, розробити систему превентивних заходів, які ведуть до зменшення дозового навантаження населення та особового складу учасників пожежогасіння;

- удосконалити систему заходів щодо зменшення дозового навантаження учасників пожежогасіння та систему заходів щодо підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення й особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил в умовах критичних ситуацій;

- розробити методичні рекомендації з проведення моніторингових досліджень для вивчення закономірностей міграційної здатності важких та перехідних металів у екосистемах в результаті пожеж на техногенно забруднених територіях.

Об'єкт дослідження – система заходів запобігання та мінімізації впливу радіаційних чинників лісових пожеж на рівень радіоекологічної безпеки життєдіяльності населення шляхом застосування гуанідинових полімерів для упередження лісових пожеж та пожежогасіння в Чорнобильській зоні відчуження.

Предмет дослідження - вплив солей полігексаметиленганідину на ефективність їх застосування для мінімізації впливу радіаційних наслідків лісових пожеж на рівень радіоекологічної безпеки життєдіяльності населення та учасників

пожежогасіння.

Методи досліджень включають аналіз інформації та наукове узагальнення, системний аналіз, опрацювання та аналіз даних супутникового дистанційного видимого інфрачервоного радіометричного зондування Землі VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) та спектродіаметричного зондування Землі (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) MODIS середньої роздільної здатності, ідентифікацію пожеж на радіоактивно забрудненій території та оцінку їх параметрів і динаміки вносу в атмосферу радіоактивних речовин за даними супутників Terra (MOD14) та Aqua (MYD14), метод інфрачервоної спектроскопії з Фур'є перетворенням та спектрофотометричний метод, газорідинний хроматографічний та атомно-емісійний методи, капілярної віскозиметрії; розрахункова та математична обробка результатів досліджень, методи прикладної статистики - кореляційний і регресійний аналіз, програмне забезпечення STATISTICA 10 Enterprise та просторову візуалізацію засобами ArcGis, експериментальні інструментальні дослідження з модельними вогнищами.

Наукова новизна отриманих результатів:

уперше:

– застосовувано технології з використанням поліелектролітів гуанідинового ряду, як засобів підвищення рівня екологічної безпеки, створення передумов зменшення загроз радіаційного забруднення довкілля та враження населення внаслідок лісових пожеж, створено наукові засади використання гуанідинових сполук для зниження рівня негативного впливу на стан довкілля вторинного радіоактивного забруднення від наслідків лісової пожежі на радіоактивно забруднених територіях та впроваджено рекомендації з управління ризиками лісових пожеж;

– на підставі статистичних даних лісових пожеж Чорнобильської зони відчуження та дозових навантажень населення, визначених за лічильником випромінювань людини, параметризовано динаміку дозових навантажень населення і показано, що вплив радіаційного чинника на формування дозових навантажень на населення найбільш критично виявляється через 1-2 роки після

лісової пожежі внаслідок відновлення лісової продукції в умовах збільшення мобільності радіонуклідів у лісових ґрунтах, що веде до забруднення трофічних ланцюгів;

– встановлено, що доза опромінення дорослого населення більше залежить від площі та кількості пожеж Чорнобильської зони відчуження, ніж доза опромінення дітей, що скоріш за все пов'язано з режимом харчування та споживанням продукції лісу (гриби, ягоди тощо), яка має істотний внесок у формування дози опромінення;

– на підставі результатів теоретичних і натурних досліджень встановлено доцільність застосування гуанідинових сполук для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень, локалізації й ліквідації лісових та торф'яних пожеж, показано зниження гідродинамічного опору гуанідиновими полімерами, що зменшує гідравлічні втрати під час використання водних розчинів;

– встановлено фізико-хімічний механізм та особливості взаємодії гуанідинових полімерів з компонентами біомаси з утворенням інтерполімерних комплексів, стабілізованих водневими зв'язками;

– розроблено методичні рекомендації використання вогнезахисних розчинів гуанідинових полімерів для проведення превентивних протипожежних та протирадіаційних заходів,

– розроблено заходи для зменшення дозового навантаження населення та особового складу учасників пожежогасіння із запровадженням комплексу превентивних заходів;

удосконалено:

- систему заходів зменшення дозового навантаження учасників пожежогасіння, а також систему заходів щодо підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення й особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил в умовах критичних ситуацій;

набули подальшого розвитку:

- технологічні рішення моніторингових досліджень, які дозволяють простежити закономірності міграційної здатності важких та перехідних металів у

техногенно навантажених екосистемах.

Практичне значення отриманих результатів:

- розроблено пропозицій щодо підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення, які передбачають використання технологій із застосуванням поліелектролітів гуанідинового ряду, враховуючи можливі критичні ситуації, в тому числі внаслідок лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях;

- розроблено та впроваджено у діяльність Державного спеціалізованого підприємства «Екоцентр» технології профілактики, локалізації та ефективного гасіння лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження (акт впровадження від 01.02.2021 р.);

- здійснено трансфер технології з «Інституту геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України» (ДУ «ІГНС НАН України») до Чорнобильської зони відчуження (Ліцензійний договір №1/2021 від 01.02.2021 р.);

- на запит Національної комісії з радіаційного захисту населення України розроблено рекомендації щодо запобігання, локалізації та зменшення впливу лісових пожеж на населення, а також рекомендації щодо зменшення доз опромінення населення, що проживає в зоні впливу пожеж та персоналу задіяного в гасінні пожеж на радіоактивно забруднених територіях (довідка про впровадження №2-4/53 від 23.03.2021 р.);

- результати дисертаційної роботи впроваджено у діяльність Товариства з обмеженою відповідальністю Науково-технологічний центр «Укрводбезпека» м. Київ для розробки технічних рекомендацій визначення залишкових кількостей діючої речовини «Акватон-10» та застосування індикаторного набору «Акватон-тест» (акт впровадження від 27.01.2021 р.);

Результати дисертаційної роботи впроваджено в навчальний процес Черкаського інституту пожежної безпеки імені Героїв Чорнобиля НУЦЗ України:

- для підготовки здобувачів I бакалаврського рівня вищої освіти у галузі знань 26 Цивільна безпека (акт впровадження від 13.03.2019 р.);

- при викладанні навчальних дисциплін «Небезпеки радіаційного, хімічного та біологічного походження», «Природні та техногенні загрози», «Промислова токсикологія та радіобіологія» для здобувачів I бакалаврського рівня вищої освіти у галузі знань 26 Цивільна безпека за спеціальністю 263 Цивільна безпека - Охорона праці (акт впровадження від 25.01.2021 р.);

ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України»:

- для підготовки здобувачів III освітнього рівня доктора філософії за спеціальністю 101 - науки про Землю, спеціалізація – «екологічна безпека» при викладанні навчальних дисциплін «Радіоекологія навколишнього природного середовища» та «Екологічна безпека об'єктів ядерного паливного циклу» (акт впровадження від 03.02.2021 р.).

Обґрунтованість і достовірність наукових положень, висновків і рекомендацій дисертаційної роботи забезпечується логічною відповідністю поставлених задач обраній методології та методикам досліджень; обґрунтованим вибором припущень і обмежень; теоретичною послідовністю та коректністю розвинутих моделей. Вона також підтверджується публікаціями у наукометричних, вітчизняних та закордонних фахових виданнях, а також представленням їх на наукових конференціях різного рівня. Достовірність дослідження забезпечувалась відтворюваністю результатів експериментальних досліджень, застосуванням методів математичної статистики для обробки результатів, репрезентативною вибіркою та їхнього порівняння з теоретичними положеннями, яке засвідчило задовільну їх збіжність.

Особистий внесок здобувача полягає у формулюванні ідеї роботи, визначенні мети та задачі досліджень, об'єкту та предмету досліджень, проведенні аналізу вітчизняних та закордонних наукових джерел, плануванні та проведенні експериментальних досліджень, аналізі результатів, узагальненні та інтерпретації експериментальних результатів, формулюванні положень та висновків дисертації. З наукових праць, опублікованих у співавторстві, використано лише ті ідеї та положення, що є результатом особистого дослідження. Основні результати досліджень, представлених у дисертаційній роботі, наведено у списку наукових

публікацій в авторефераті [1 – 61].

В роботах [1-4, 7-12, 14-16, 19, 22, 26, 31, 33, 34, 37, 38, 40, 44-48, 54, 56-61] особисто автором проведено: комплексну оцінку факторів екологічної небезпеки, що можуть виникати внаслідок лісових пожеж в тому числі на радіоактивно забруднених територіях та додаткового дозового навантаження на населення та учасників пожежогасіння; теоретично обґрунтовано можливість застосування полімерів гуанідинового ряду для цілей безпеки життєдіяльності населення з метою зниження горючості целюлозовмісних матеріалів, підвищення ефективності роботи систем водяного пожежогасіння, збільшення пропускної здатності трубопроводів, акумуляції токсикантів, запобігання поширення негативного екологічного впливу, дезінфекції поверхонь та особистої гігієни особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил, отримання сорбентів та функціональних матеріалів з подальшою акумуляцією поллютантів. У роботах [1, 7, 8, 23, 25, 28, 50, 51, 52, 55,] досліджено характеристики утворених на поверхні лісових горючих матеріалів інтерполімерних комплексів між комплементарними макромолекулами функціональні групи яких володіють спорідненістю одна до одної, визначено оптимальне співвідношення компонентів для превентивного захисту лісових насаджень, розроблено та апробовано технологічні схеми превентивного захисту лісових екосистем із їх використанням. У роботах [1, 2, 3, 5, 17, 20, 29, 30, 35, 36, 39, 41, 42, 43, 49, 59] встановлено наявність гідродинамічної активності полімерів гуанідинового ряду, які взаємодіючи з молекулами води, сприяють її структуруванню, що призводить до розширення області ламінарної течії та зниження гідродинамічного опору, зменшення гідравлічних втрат та підвищення ефективності роботи систем пожежогасіння. У роботах [7-9, 18, 23, 28-30] запропоновано ефективні схемні рішення щодо запобігання та гасіння лісових пожеж, зменшення дозового навантаження на населення та особовий склад учасників пожежогасіння. У роботах [21, 53] проведено експериментальні дослідження з використанням солей полігексаметиленгуанідину в якості інгібітору корозії та біобростання пожежно-технічного обладнання. У роботах [6, 13, 24, 27,

32, 58] проведено експериментальні дослідження визначення концентрації діючої речовини реагента «Акватон-10», в тому числі в польових умовах.

Апробація результатів дисертації. Основні положення, наукові результати теоретичних та експериментальних досліджень за напрямком дисертаційної роботи доповідались та обговорювались на наукових конференціях та семінарах різних рівнів, а саме: на Міжнародному конгресі «Вода: екологія і технологія». «ЕТЕВК-2011, 2019» (Ялта, 2011 р., Чорноморськ, 2019 р.); III, IV Міжнародній конференції «Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення» (м. Київ, 2015, 2017 рр.); II Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» (м. Львів, 2015 р.); Anternational scientific and practical conference “Respective trends in scientific research – 2015” (Bratislava, 2015 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Чрезвычайные ситуации: теория, практика» (Гомель, 2011 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Природничі науки та їх застосування в діяльності служби цивільного захисту» (Черкаси, 2010 р.); Дев’ятій Всеукраїнській конференції студентів та аспірантів «Сучасні проблеми хімії» (м. Київ, 2008 р.), III, X Всеукраїнських науково-практичних конференціях «Вода в харчовій промисловості» (Одеса, 2012, 2019 рр.); III Міжнародній науково-практичній конференції «Надзвичайні ситуації: безпека та захист» (Черкаси, 2013 р.); 20 Всеукраїнській науково-практичній конференції рятувальників (м. Київ, 2018р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Чрезвычайные ситуации: теория, практика, инновации» «ЧС-2016» (Гомель, 2016р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки» (м. Харків, 2015р.); VII Всеукраїнській науково-практичній конференції «Техногенно-екологічна безпека України: стан та перспективи розвитку» (м. Ірпінь, 2017р.); III міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні проблеми технічних та природничих наук у забезпеченні діяльності служби цивільного захисту» (м. Черкаси, 2010 р.); XIII Міжнародній науково-практичній конференції «Проблеми та перспективи розвитку системи безпеки життєдіяльності» (м. Львів, 2018р.); IV, V, VII XI Міжнародних науково-

практичних конференціях «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» (м. Черкаси, 2013, 2014, 2017, 2020 рр.); International conference of European Academy of Science (Germany, Bonn, 2018); Регіональній науково-практичній конференції «Екологічні проблеми паливно-енергетичного комплексу» (м. Покровськ, 2017 р.); IV Міжнародній науковій конференції «Science progress in European countries: new concepts and modern solutions» (м. Штутгарт, Німеччина 2018 р.); X Всеукраїнській науково-практичній конференції з міжнародною участю «Надзвичайні ситуації: безпека та захист». (м. Черкаси, 2020 р.).

Публікації. Основні положення і результати дисертаційного дослідження викладені у 61 науковій роботі, з яких: 1 монографія, 3 статті у виданнях, що входять в науково-метричну базу Scopus, 11 статей у виданнях, які входять в іноземні фахові видання та науково-метричні бази: IndexCopernicus, CrossRef, РІНЦ, WorldCat, Ulrich's Periodicals Directory, BASE, ResearchBib, Directory Indexing of International Research та інш., 22 статті у виданнях ДАК МОН України, 4 праці в інших виданнях, 2 патенти України на винахід та 3 патенти України на корисну модель, 29 праць апробаційного характеру опубліковано у збірниках матеріалів науково-практичних конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається з анотації, переліку умовних скорочень, вступу, 7 розділів, висновків, списку використаних джерел та 9 додатків. Загальний обсяг дисертації – 330 сторінок. Список використаних джерел містить 430 позиції.

РОЗДІЛ 1

ФОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗАЛІСЕНИХ ТЕРИТОРІЙ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

Безпека життєдіяльності громадян гарантована законодавством України. У відповідності до Статті 50 Конституції України «Кожен має право на безпечне для життя і здоров'я довкілля та на відшкодування завданої порушенням цього права шкоди. Кожному гарантується право вільного доступу до інформації про стан довкілля, про якість харчових продуктів і предметів побуту, а також право на її поширення. Така інформація ніким не може бути засекречена».

В Україні спостерігається стійка тенденція до збільшення негативних наслідків для життєдіяльності населення, що зумовлена зростанням антропогенного впливу на навколишнє середовище та інтенсивним використанням природних ресурсів [1]. Проблеми безпечного проживання населення набули в Україні надзвичайної гостроти після аварії на Чорнобильській АЕС, яка спричинила надходження у природне середовище радіоактивних елементів, котрі повітряними масами та поверхневим стоком були перенесені на великі відстані і викликали значні зміни у природних екосистемах, що призвело до погіршення здоров'я людей та збільшення їх смертності [2-3].

Останнім часом спостерігається підвищення екологічної небезпеки для здоров'я і життя людини в різних регіонах України внаслідок лісових пожеж, що супроводжуються втратою стійкості лісових екосистем та приводять до: забруднення атмосфери продуктами повного і неповного згорання, що є складними сумішами неорганічних та органічних речовин, які мають вплив на якість повітря та здоров'я людини; міграції забруднюючих речовин (радіонуклідів, важких та перехідних металів, тощо); зниження водозахисної, водорегулювальної, санітарно-гігієнічної, рекреаційної, протиерозійної, пилозахисної, функцій лісу [4], збільшення вітрового потоку [5, 6]; фізико-хімічних та біологічних змін у

властивостях ґрунтів (зміна рН), ґрунтових вод [7-11], погіршення якості джерел водопостачання;—зменшення депонування Карбону, і, як наслідок зміни в глобальному його балансі [12, 13]; зміни відбиваючої та випромінюючої здатності поверхні Землі; зміни вуглецевого балансу, що визначається фізико-хімічними (швидке виділенні CO_2 під час згорання - пожежна емісія) та біологічними (вивільненням CO_2 в результаті біологічної деструкції рослинних залишків, післяпожежна емісія, що може тривати декілька десятиліть) факторами [13].

Особливу небезпеку представляють лісові пожежі на радіоактивно забруднених територіях кількість яких підвищилась в останні роки [14-16].

Вирішенням проблем екологічної безпеки пов'язаних з наслідками лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях займалися такі вчені як: Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Ващенко В.М., Бондар О. І., Зібцев С.В., Кіреєв С.І., Захматов В.Д, Кашпаров В.О., Хомутінін Ю.В., Йощенко В.І., Процак В.П., Лундін С.М., Кадигроб О.М., Душа-Гудим С.І., Гришин А.М., Валендик Є.Н., Арцибашев Е.С., Абдурагімов І.М., Огородніков Б.І., Однолько А.А., Іпатьєв В.А., Усеня В.В., Гриб Ф.М., Дворнік О.О, Єременко С.А., Гуменюк В.В., Левчук С.Є., Глуховський О.С., Гаркавий С.Ф., Evangeliou N., Goldammer, J., Hohl A., Niccolai A., Oliver C. та інші. Розробленням та визначенням ефективності вогнегасних композицій в умовах радіоактивного забруднення, їх впливом на екологічний стан лісових екосистем займалися: Богданова В.В., Кобець Л.В., Усеня В.В., Тищенко В.Г. та інші. Дослідженням міграції, накопиченням радіонуклідів ґрунтами, деревними породами, лісовими насадженнями, рослинами нижніх ярусів лісової рослинності, їх впливом на життєдіяльність людини та рекомендаціям, щодо зниження вмісту радіонуклідів присвячені праці: Краснова В.П., Патлая І.П., Ландіна В.П., Орлова О.О., Доліна В.В., Лисиченка Г.В., Шабаліна Б.Г., Дюкарева С.П., Калетника М.М., Ірклієнка С.П. та інших. Незважаючи на їх вагомий внесок проблема підвищення рівня радіаційно-екологічної безпеки життєдіяльності населення та зменшення екологічних ризиків внаслідок лісових пожеж залишається актуальною науковою проблемою. Оскільки лісові екосистеми акумулювавши значну кількість радіонуклідів і уповільнивши їх міграцію е

джерелом підвищеної радіаційної небезпеки для населення забруднених районів, споживачів лісгосподарської продукції, а також для самих лісових екосистем.

1.1. Характеристика радіоактивно забруднених територій, їх вплив на рівень радіоекологічної безпеки для довкілля та життєдіяльності населення

Аварія на ЧАЕС є найбільшою радіаційною катастрофою в історії людства. Крім України, Білорусі, Росії радіоактивному забрудненню піддалися більше 20 країн світу, у першу чергу Швеція, Фінляндія, Норвегія, Австрія (рис.1.1) [17].

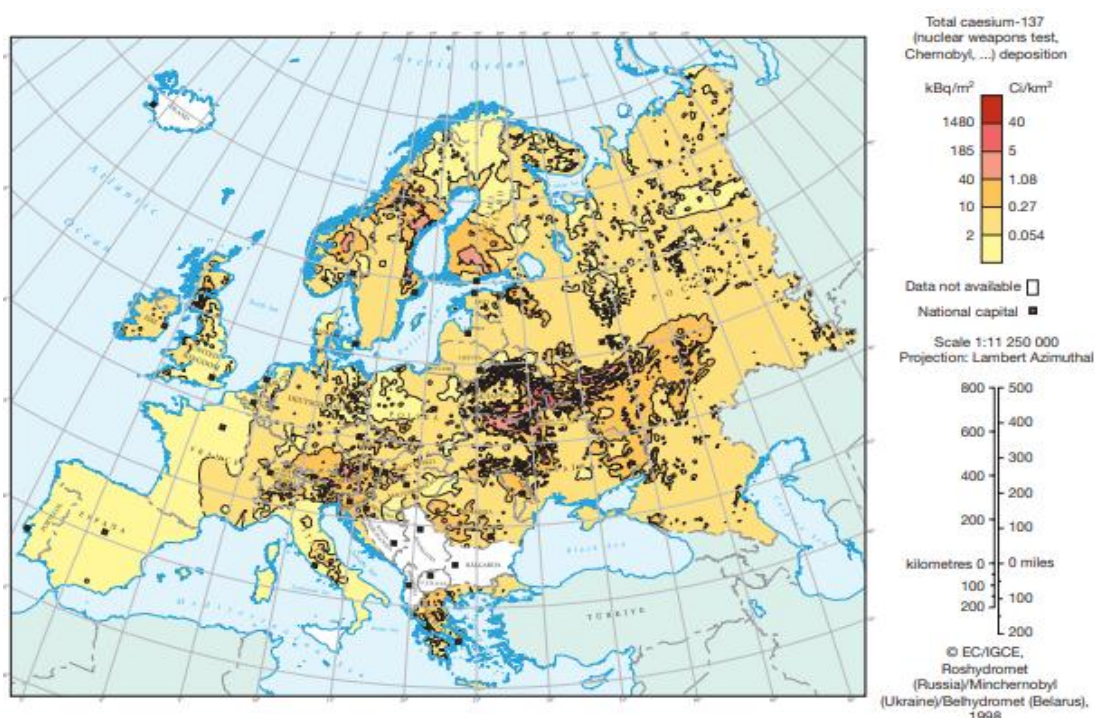


Рис.1.1 - Поверхнєве осадження ^{137}Cs по території Європи внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС [17].

Вона привела до тяжких соціальних і економічних порушень і мала суттєві екологічні і медичні наслідки, які поглиблювалися внаслідок політичних і економічних змін, що відбувалися в трьох республіках в період розпаду Радянського Союзу [18]. В результаті аварії на ЧАЕС протягом 26-30 квітня 1986 року в конвективному потоці на висоту вище 1 км (26 квітня) і 600 м (у наступні дні) були викинуті високо рухомі летючі продукти поділу ядерного палива [19]. За

міжнародною шкалою INIS (International Nuclear Energy Scale) ядерних інцидентів вона класифікується як аварія найвищого, сьомого рівня, в результаті якої повністю зруйнована активна зона реакторної установки та викинуто в навколишнє середовище 90 МКи радіоактивних речовин, що представляли собою весь спектр продуктів ділення ядерного палива, значна частина яких складали ^{85}Kr і ^{133}Xe . [20-22]. До моменту вибуху в активній зоні 4-го енергоблоку ЧАЕС було накопичено приблизно 1500 МКи радіоактивних продуктів ділення і активації [23]

Таблиця 1.1. - Активність радіонуклідів 4 -го енергоблоку ЧАЕС на момент аварії [23]

Радіонуклід	$T_{1/2}$, дні	Абсолютна активність, МКи	Радіонуклід	$T_{1/2}$, дні	Абсолютна активність, МКи
^{239}Np	2,35	720	^{110}Ag	250	0,5
^{99}Mo	2,75	160	^{144}Ce	284	90
^{132}Te	3,25	73	^{106}Ru	367	60
^{131}I	8,04	86	^{134}Cs	2,06 років	4,0
^{140}Ba	12,8	135	^{135}Sb	2,77 років	0,7
^{141}Ce	32,5	150	^{90}Sr	28,8 років	6
^{103}Ru	39,4	130	^{134}Cs	30,2 років	8
^{89}Sr	52	63	^{238}Pu	87,7 років	0,02
^{91}Y	58	70	^{242}Cm	163 роки	0,49
^{95}Zr	64	130	^{240}Pu	6537 років	0,03
^{95}Nb	-	130	^{239}Pu	24380 років	0,02

Аварія на Чорнобильській АЕС насамперед негативно вплинула на сільське населення та сільськогосподарське виробництво трьох країн: Білорусі, Росії та України. Основними дозоутворюючими компонентами радіоактивного забруднення природних вод та ґрунтів після цієї аварії були токсичні радіоізотопи ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{238}Pu , ^{241}Am , ^{144}Ce та ^{106}Ru (табл. 1.2.) [23]. Серед них найбільш значущими є ^{137}Cs (період напіврозпаду $T_{1/2} = 30,2$ років) - чистий β – випромінювач, але його дочірній продукт ^{137}Ba – джерело γ – випромінювання та ^{90}Sr (період напіврозпаду $T_{1/2} = 28,8$ років) - чистий β – випромінювач [24].

В найбільшій кількості (11,41 кг) в навколишнє середовище потрапив довгоживучий ізотоп ^{239}Pu ($T_{1/2}=24118$ років). Приблизно в п'ять разів менше (2,07 кг) було викинуто ^{241}Pu . Але активність цієї кількості ^{241}Pu в 250 разів вища, ніж всього викинутого ^{239}Pu . Крім того, відносно короткоживучий ^{241}Pu підлягає β -розпаду ($T_{1/2}=13,2$ років) і дає початок новому перетворенню: $^{241}\text{Pu} \rightarrow ^{241}\text{Am} \rightarrow ^{237}\text{Np}$ [23].

Таблиця 1.2. — Маса деяких радіонуклідів, викинутих в атмосферу в результаті аварії на Чорнобильській АЕС і відповідні їм активності [23]

Радіонуклід	Маса 1Ки, г/Ки	Загальна активність, викинутого ізотопу, Ки	Загальна маса викинутого ізотопу, г
^{239}Pu	16,3	$0,7 \cdot 10^{-3}$	11410
^{240}Pu	4,39	$1 \cdot 10^{-3}$	4390
^{238}Pu	$5,84 \cdot 10^{-2}$	$0,8 \cdot 10^{-3}$	46,7
^{241}Pu	$1,48 \cdot 10^{-2}$	0,14	2072
^{90}Sr	$6,80 \cdot 10^{-3}$	0,22	1496
^{106}Ru	$3,10 \cdot 10^{-4}$	1,6	496
^{134}Cs	$1,19 \cdot 10^{-4}$	0,5	412
^{137}Cs	$1,19 \cdot 10^{-4}$	1	11800
^{144}Ce	$3,16 \cdot 10^{-4}$	2,4	758
Всього:		5,9	32881

В результаті аварії на четвертому енергоблоці Чорнобильської АЕС в навколишнє середовище потрапило $1,5 \cdot 10^{16}$ Бк ^{90}Sr та $6,7 \cdot 10^{16}$ Бк ^{137}Cs [25]. Вихід трансуранових радіонуклідів в атмосферу складав біля 3% від загального об'єму викиду активності [26]. Згідно літературних даних [23] в результаті аварії на ЧАЕС в навколишнє середовище було викинуто приблизно 7000 кг техногенного оксиду урану. Фізичні об'єми інших радіонуклідів були набагато меншими, але якраз ці продукти ділення і активації сформували основну частину активності. В основному вона була пов'язана із виділенням відносно короткоживучих радіонуклідів з періодом розпаду менше 64 днів (табл. 1.3.) [23]. Викид в атмосферу радіонуклідів відбувався в одній із чотирьох форм: газоподібні продукти ділення; дрібнодисперсні продукти подрібненого палива; продукти конденсації летючих радіонуклідів; адсорбовані на аерозолях радіонукліди [19]. Внаслідок дисперсії

ядерного палива під час початкового вибуху та після його окиснення в повітрі утворилися частинки палива [24].

Таблиця 1.3. — Оцінка активності короткоживучих радіонуклідів в результаті аварії на ЧАЕ [23].

Радіонуклід	$T_{1/2}$, дні	Загальна активність, МКи
^{133}Xe	5,2	47,6
^{131}I	8,0	7,3
^{140}Ba	12,8	4,3
^{95}Zr	64	3,8
^{103}Ru	39,4	3,8
^{99}Mo	2,8	2,8
^{141}Ce	32,5	2,7
^{89}Sr	50,5	2,2
^{132}Te	3,2	1,3
^{239}Np	2,4	1,2
Всього:		76,4

На відміну від радіонуклідів у паливній компоненті радіоактивних випадінь, передача легких і високомобільних ^{137}Cs відбулася, в основному, завдяки високотемпературному відпалу ядерного палива, з наступною його конденсацією на різних середовищах [25]. Найбільше вплинули на радіаційну обстановку ^{133}I (в короткостроковому плані - більша частина його розпалася протягом першої доби, збільшуючи кількість ^{133}Xe), ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239-240}\text{Pu}$ (в довгостроковому плані), а також інші високоактивні частинки палива, так звані «гарячі», які утворилися внаслідок сублімації ядерного палива, в першу чергу Цезію, Стронцію та Рутенію. Головна небезпека цих частинок - їх висока активність. Якщо активність звичайного радіоактивного аерозолу не перевищувала 10^{-14} Кі, то активність «гарячих частинок» на 8-10 порядків вище [26]. «Гарячі частинки» це вкраплення часток паливних елементів UO_2 в оболонці вищих оксидів урану та цирконію – U_xO_y , ZrU_xO_y , у результаті чого вони перебувають практично в незмінному стані з моменту їхнього утворення після аварії [27-30]. «Гарячі частинки» також містять ^{125}Sb і ^{144}Ce . Відношення $^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$ може складати 1: 1,5 [30]. Вони в буквальному розумінні можуть «випалювати» групи клітин, що супроводжується морфологічними

змiнами в органах, особливо небезпечним шляхом їх проникнення є інгаляційний. Знаходячись в легенях, шлунково-кишковому тракті, гарячі частинки утворюють зони дуже інтенсивного опромiнення тканин. Вважається, що за звичайних умов число «гарячих частинок» в навколишньому середовищі, зокрема в атмосфері, надзвичайно мале, але після ядерних вибухів в атмосфері, викидів радіоактивності при деяких типах радіаційних аварій їх кількість в різних компонентах довкілля значно зростає [28-29]. Так, паливні частинки чорнобильського походження були виявлені у багатьох країнах Європи: Швеції, Норвегії, Німеччині, Греції, Австрії, Швейцарії, Польщі, Болгарії, Румунії та інших [31-33]. Для Чорнобильської аварії є характерним викид великої кількості радіоактивного графіту (більше 800 тонн), при цьому частина його у вигляді дрібнодисперсного аерозолу потрапила в атмосферу та повітряними потоками поширилася на велику територію. Питома активність графіту по радіонукліді ^{14}C для 4-го енергоблоку Чорнобильської АЕС становила $10^7\text{--}10^8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [28].

Присутність на шляху горизонтальних повітряних потоків забруднених радіонуклідами великих високих масивів лісу забезпечило своєрідну фільтрацію радіоактивних хмар і осiдання радіоактивних частинок на хвої, стовбурах, гілках дерев та кущів. Внаслідок цього щільність радіонуклідного забруднення лісів може у десятки разів перевищувати забруднення відкритих територій [34]. В лісових екосистемах України контрзаходи не були реалізовані в великому обсязі [41]. Із контрзаходів, що проводилися в лісових екосистемах можна виділити складну процедуру поховання «Рудого лісу» [36].

Найбільшого радіоактивного забрудненню внаслідок катастрофи на ЧАЕС зазнала зона Українського Полісся - північна частина Житомирської (60%), Київської (52,2%), Рівненської (56,2%), Волинської (20%) і Чернігівської (20%) областей [37-41] (додаток Д). На сьогоднішній час близько 35% лісів України перебувають в зоні радіоактивного забруднення різної інтенсивності. Розподіл радіонуклідів у лісових масивах України є дуже нерівномірний: найбільша їх кількість сконцентрована у лісах Полісся, для яких найбільш характерними є дернові різного ступеня опiдзоленості та торфові або оторфовані ґрунти.

Радіоактивні елементи у них характеризуються значною міграційною здатністю та подальшим накопиченням у компонентах лісових екосистем, які частково слугують у наступному сировиною для виготовлення певної продукції [37]. З часом радіонукліди зазнають перерозподілу серед об'єктів екосистем, зокрема спостерігається перерозподіл радіонуклідів між лісовою підстилкою і ґрунтом, тобто зменшення валового вмісту радіоактивних елементів у лісовій підстилці та його збільшення у мінеральній частці ґрунтів. Цей процес супроводжується відповідним формуванням дозових навантажень на людей та об'єкти біоти [42].

Основна кількість радіонуклідів у теперішній час, в залежності від типу лісу, екоумов, знаходиться у лісовій підстилці та гумусово-елювіальному горизонті (до глибини 10 см) [43-44]. З точки зору екологічної безпеки це забезпечує міцне їх закріплення у ґрунті та визначає інтенсивність надходження у лісові рослини, оскільки основна кількість корневих систем знаходиться на зазначеній глибині. Інтенсивність надходження радіоактивних елементів у лісові рослини визначається їх біологічними особливостями, а також екологічними умовами зростання – в першу чергу характеристиками ґрунту: мінеральним і гранулометричним складом, вмістом гумусу, кислотністю, вологістю, ступенем насиченості основами, ємкістю катіонів поглинання тощо. Чим більша кислотність і вологість ґрунту, тим менший вміст органічних речовин і фізичної глини і тим інтенсивніша міграція радіоактивних елементів у ґрунті [23]. Внаслідок цього у теперішній час спостерігається дуже різне радіоактивне забруднення одних і тих же рослин у різних типах лісу, екоумов, що потребує диференційного підходу шляхом реалізації екологічного менеджменту [45]. На сьогодні та в найближчі десятиліття головне значення матимуть: ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am . Залежно від характеристик ділянки та вологості ґрунту 70-85% радіонуклідів зосереджені у верхніх ґрунтових шарах лісів та пасовищ, лісових смітників та мохів, а на деревах (кора, гілки, деревина та дерева) зберігаються 15-30% (гілки) [46-48]. В ґрунті, траві, кущах та деревах Чорнобильської зони міститься велика кількість досить небезпечних радіоактивних і довгоживучих елементів. Найбільш поширеними є радіоактивні елементи ^{137}Cs та ^{90}Sr з періодом напіврозпаду 30 та 28,6 років

відповідно [43-44].

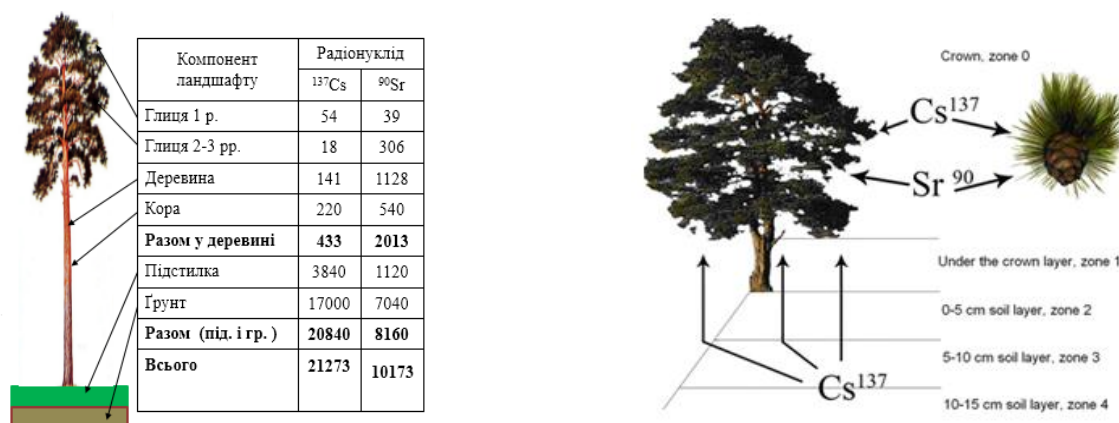


Рис. 1.2 - Запаси радіонуклідів у компонентах лісового ландшафту, $n \cdot 10^6$ Бк/га [43-44, 48]

Особливо небезпечним є той факт, що ^{137}Cs та ^{90}Sr можуть заміщувати Кальцій в кістковій та Калій в м'язовій тканині людини. Максимальна концентрація ^{90}Sr спостерігається у тих видів рослин, які багаті на Кальцій (рослин родини бобових, деяких представників родин розоцвітих), а найбільша кількість ^{137}Cs – в рослинах багатих на Калій, зокрема картоплі, буряках, кукурудзи, вівсу, льону, соняшнику [49]. В результаті розпаду Плутонія-241 (^{241}Pu) відбувається утворення і накопичення Америкія-241 (^{241}Am), більш шкідливого для людини [50-51]. Америкій-241 (період напіврозпаду $T_{1/2} = 433$ р.) – це продукт β -розпаду ізотопу Плутонія - 241 ($T_{1/2}=14,4$ р.). В 2002 році сумарна α -активність ізотопів Плутонія ($^{238}\text{Pu}+^{239}\text{Pu}+^{240}\text{Pu}+^{242}\text{Pu}$) і Америкія ^{241}Am зрівнялась. До 2059 р. активність ^{241}Am перевищить активність $^{239}\text{Pu}+^{240}\text{Pu}$ у 2,5 рази. Наразі частка ^{241}Am у загальній активності альфа-випромінювачів становить понад 50% [52]. Максимальний вміст ^{241}Am буде досягнутий в 2059 році (тобто через 73 років після аварії) і буде в 40 разів вище, ніж його надходження в атмосферу в 1986 році (рис. 1.3). На відміну від ^{241}Pu сполуки ^{241}Am більш легко розчиняються і, отже, більш здатні до міграції. Тому в даний час порівняно безпечні райони можуть стати загрозою для проживання людей [48, 53]. За час збільшення активності ^{241}Am (близько 50 років) активність ^{239}Pu і ^{240}Pu практично не зміниться, при цьому активність ^{238}Pu за рахунок його радіоактивного розпаду зменшиться на 40%. В результаті сумарна активність альфа-випромінюючих радіонуклідів буде незначно збільшуватися

протягом найближчих 50 років і в подальшому буде монотонно зменшуватися (рис. 1.3).

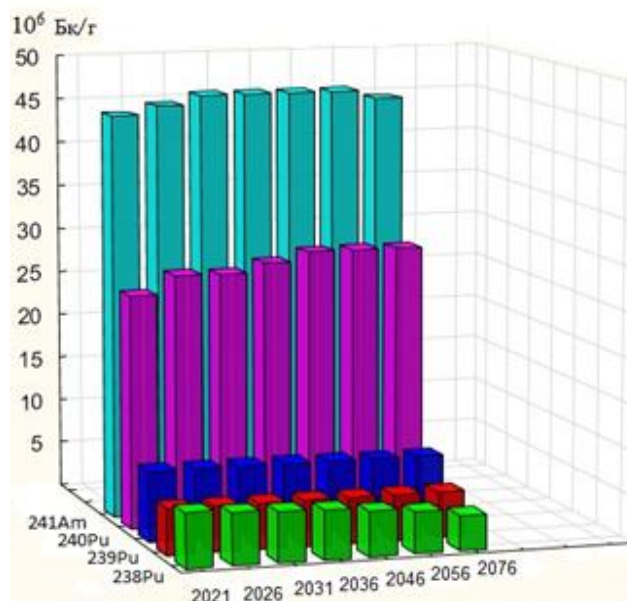


Рис.1.3. – Динаміка зміни питомої активності альфа-випромінюючих радіонуклідів в паливній компоненті чорнобильських радіоактивних випадінь, Бк/г [48].

Плутоній мігрує в формі розчинних органічних комплексів, які в основному (99%) осідають як в донних відкладеннях, так і на поверхні ґрунту. Найбільша концентрація Pu зосереджена в траві, грибах, мохах, лишайниках. Pu вважається одним з найнебезпечніших радіонуклідів. Потрапляючи в біологічне середовище, Pu включається в різні біохімічні цикли. Серйозну стурбованість, з точки зору екологічної безпеки життєдіяльності населення, викликають захворювання, викликані іонізуючим випромінюванням ізоотопів Pu і Am. З огляду на тривалий період напіврозпаду ²⁴¹Am, вони становлять небезпеку для здоров'я багатьох поколінь українців (рис 1.4). Америкій-241 ще довгий час буде залишатися основним дозоутворюючим ізоотопом серед трансуранових елементів [52-54].

Таким чином, після аварії на Чорнобильській АЕС лісові екосистеми виконали функцію потужного біогеохімічного бар'єру, поглинувши значну кількість радіонуклідів та захистивши тим самим від радіоактивного забруднення поверхневі і ґрунтові води, а також суміжні ландшафти.

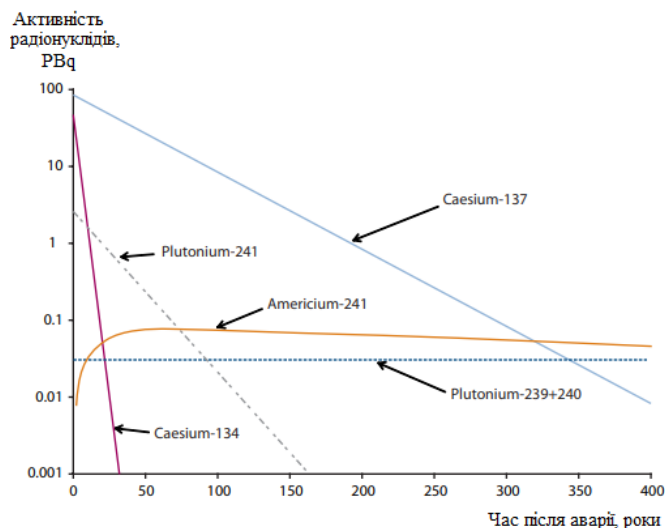


Рис.1.4 – Загальна кількість різних довгоживучих радіонуклідів у навколишньому середовищі в залежності від часу після аварії [54].

Радіонукліди, які мігрували у ризосферу ґрунтів, міцно закріплюються та залучаються до біологічного кругообігу, що дає підставу прогнозувати стабільність радіаційної ситуації на даних територіях за відсутності кризових станів (пиллові бурі, лісові пожежі, смерчі, сильні зливи, землетруси), які порушують цілісність лісової екосистеми, її бар'єрну функцію, впливають на рослинність, ґрунти, тваринний світ, гідрохімічний, геохімічний тепловий баланси та сприяють вторинному забрудненню відносно чистих територій [45].

1.2. Фактори, що впливають на формування доз опромінення населення радіоактивно забруднених територій Українського Полісся

Дозове навантаження на організм людей передусім зумовлене включенням радіонуклідів до харчових ланцюгів «ґрунт - рослина - тварина - людина», що значною мірою залежить від екологічних та технологічних умов сільськогосподарського виробництва [37, 55, 56]. Основними особливостями проживання населення районів Українського Полісся є їхнє поєднання з навколишніми лісами, болотами, що сприяє формуванню напруженої радіоекологічної ситуації внаслідок значних коефіцієнтів переходу радіонуклідів із

грунту в рослинну продукцію. Лісові екосистеми впливають на сезонні особливості дозових навантажень, на угіддя особистих підсобних господарств громадян через такі чинники, як сіно, підстилка, гній, дрова та попіл, які є джерелом горизонтального переносу радіонуклідів [37]. Дерново-підзолисті ґрунти Українського Полісся з малим вмістом глинистих мінералів та збільшенням піщаної фракції з низьким вмістом обмінного Калію зумовлюють слабку фіксацію радіонуклідів Цезію ґрунтом і визначають інтенсивне їхнє надходження в рослини через кореневі системи. У зв'язку з цим на Поліссі в рослинних продуктах, грибах, м'ясі, молоці та рибі міститься у декілька разів більше ^{137}Cs , ніж у таких же продуктах на деяких інших територіях з такою ж щільністю випадіння радіонуклідів [37, 57].

Результати дозиметричної паспортизації сільського населення Народицького району Житомирської області з високою достовірністю ($R^2 > 0,9$) описуються двоєкспоненційною залежністю у вигляді

$$D = a \cdot e^{-k_1 t} + c \cdot e^{-k_2 t}, \quad (1.1)$$

де D – величина паспортної дози, яка станом на 1986 рік визначається сумою коефіцієнтів $a + c$, $\text{мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$; t – час, що минув після катастрофи, роки; k_1 та k_2 – константи швидкості «швидкого» (у перші роки після катастрофи) та «повільного» (сучасного) процесів зменшення дозового навантаження, рік^{-1} ; a та c – величини (частки) паспортної дози, зумовлені еволюцією «швидкого» та «повільного» процесів (рис. 1.5).

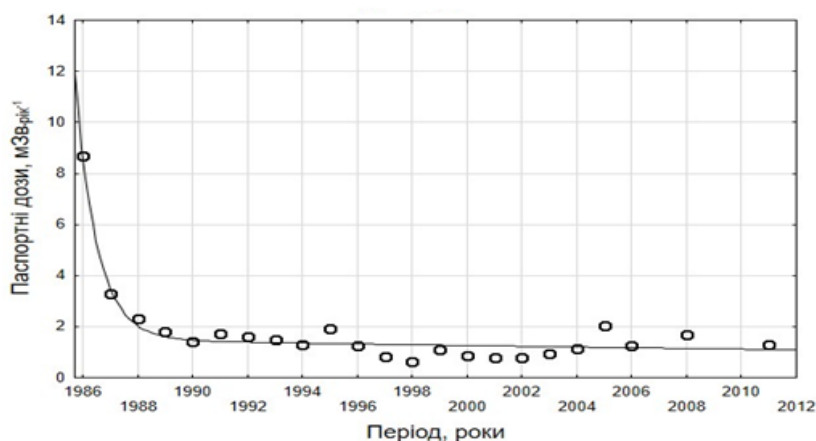


Рис.1.5 – Динаміка паспортних доз опромінення населення с.м.т. Народичі

У формуванні загальної паспортної дози «швидка» складова становить від 25 до 97 %, а в середньому - 67 % і практично вичерпалася протягом перших двох років після катастрофи. Зменшення решти 33 % паспортної дози зумовлено дією «повільної» компоненти, що визначається передусім геохімічними чинниками [56, 57]. Накопичення цієї складової дози до в середньому, у 7 разів перевищує швидкість розпаду дозотвірного ^{137}Cs . Формування доз опромінення населення радіоактивно забруднених територій Українського Полісся зумовлено низкою еколого-геохімічних, техногенних, соціально-економічних та медико-біологічних чинників, а також низкою лісівничих та протипожежних заходів (рис.1.6) [47, 56].



Рис.1.6 – Основні чинники формування доз опромінення населення

Оцінка дозових навантажень на сільське населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях, свідчить, що головною в структурі річної дози опромінення є доза внутрішнього опромінення [37, 58] з якою може надходити від 50 до 95% радіонуклідів з продуктами харчування, тобто продукцією рослинництва і тваринництва [37]. Формування доз опромінення населення Полісся України - це процес, що визначається не тільки безпосередньо масштабами та особливостями викидів, але й комплексом діючих на момент аварії та після аварії на ЧАЕС природних та соціальних факторів [37, 58, 59].

На цей процес, крім рівнів, масштабів та радіонуклідного складу забруднення, значною мірою впливають [60, 61]: екологічні параметри агроценозів (тип ґрунту,

зволоження), що визначають темпи включення радіонуклідного забруднення в трофічні ланцюжки та заглиблення радіонуклідів у ґрунт [62, 63]; соціально-економічні фактори, що впливають на інформованість населення та масштабність державних контрзаходів [59]; характер харчування населення, типовий для забруднених місцевостей, оскільки внутрішнє опромінення населення української частини Полісся становить 75-98% від загальної дози опромінення і воно утворюється, в основному, за рахунок вживання сільськогосподарської та тваринної продукції, яка одержана у приватному секторі [37, 60, 64]; впровадження індивідуальних контрзаходів (обізнаність людей, організація побуту, бажання та можливість харчуватися чистими продуктами) [65-72]; лісові пожежі, що є особливими природними явищами, які володіють здатністю збільшувати рухливість та значне перенесення запасів забруднюючих речовин, зокрема радіонуклідів [73-81].

Внаслідок лісової пожежі площею 200 га на радіоактивно забрудненій території після аварії на ЧАЕС може утворюватися до 70 т радіоактивної золи, що переходить в аерозолі диму та пилу і може бути піднята на висоту за різними оцінками до 1-3 км і віднесена на достатньо великі відстані горизонтальними потоками повітря [82-83]. Приблизно 24% із загального запасу радіонуклідів накопичених в Чорнобильській зоні мігрує за рахунок лісових пожеж, тоді як водний (річковий) стік (р. Прип'ять) становить приблизно 65 %; міграція за рахунок повітряних мас складає приблизно 10 %; техногенна міграція - 0,5 % , біогенний винос - 0,5 % [84]. Під час горіння біомаси велика кількість радіоактивних частинок разом з димом піднімається в повітря. Поряд з основними негативними екологічними наслідками лісових пожеж додається ще і радіаційний. З повітрям радіонукліди можуть надходити в організм людини збільшуючи дози опромінення (учасників пожежогасіння, працівників лісу, населення найближчих територій). Крім цього, відбувається перерозподіл радіонуклідів у навколишньому середовищі і перенесення їх на відносно чисті прилеглі території. У разі переміщення диму в бік житлових населених пунктів може спостерігатися підвищення радіаційного фону на їх території [85]. Потенційна небезпека лісових пожеж на радіоактивно

забруднених територіях для населення різних регіонів України незначна. Однак короткочасне підвищення вмісту радіонуклідів у приземному шарі повітря може призвести до тяжких радіаційних наслідків [85-88].

Таким чином, акумулювавши значну кількість радіонуклідів внаслідок аварії на ЧАЕС і попередивши їх міграцію, лісові екосистеми є джерелом підвищеної радіаційної небезпеки для населення, забруднених територій і користувачів сільськогосподарської продукції, а також для самих лісових екосистем. На формування післяаварійних доз опромінення населення Полісся України впливають екологічні параметри агроценозів (тип ґрунту, зволоження); соціально-економічні фактори; характер харчування населення; впровадження індивідуальних контрзаходів (обізнаність людей, організація побуту, бажання і можливість харчуватися чистими продуктами) та лісові пожежі за рахунок яких мігрує приблизно 24% накопичених в Чорнобильській зоні радіонуклідів [84].

Річна доза опромінення населення формуються внаслідок зовнішнього та внутрішнього опромінення. Доза від зовнішнього опромінення складає 25-2%, доза від внутрішнього опромінення - приблизно 75-98% за умови, що протягом певного часу населення споживало продукти харчування, вирощені на забруднених територіях (гриби, лісові ягоди, молоко та молокопродукти). Низьким вмістом радіонуклідів характеризуються продукти харчування рослинного походження [37].

Найбільш поширеним типом проникнення радіонуклідів в організм людини є прийом їжі, але фактор ризику для цього типу проникнення радіонуклідів набагато нижчий, ніж фактор ризику при інгаляційному опроміненні за рахунок вдихання радіоактивних частинок, зокрема аерозолів диму та пилу, що можуть утворюватися внаслідок лісових пожеж [79-80]. Авторами [80], було досліджено п'ять можливих шляхів опромінення внаслідок пожежі на радіоактивно забрудненій території: зовнішнє опромінення, спричинене зануренням у радіоактивну хмару під час проходження шлейфу; вдихання радіонуклідів під час проходження шлейфу; зовнішнє опромінення, спричинене осадженими радіонуклідами на ґрунті протягом року, наступного після пожежі; надходженням радіонуклідів у забруднену їжу протягом

перших років після пожежі; вдихання техногенних радіонуклідів протягом першого року після пожежі. Під час вдихання повітря, яке містить пилові частинки з адсорбованими на них радіонуклідами, проходять через верхні дихальні шляхи, де забруднюючі речовини частково осідають у порожнині рота і носоглотки, а потім надходять у травний тракт. Інші забруднюючі частинки разом з повітрям надходять у легені, де затримуються легеневиими тканинами. Великі частинки (>1 мкм; $1 \text{ мкм} = 10^{-6} \text{ м}$) ефективно затримуються верхніми дихальними шляхами. У цьому випадку в легенях осідає до 20% аерозолей, які вдихнула людина. Однак за розмірів частинок, що менше 1 мкм кількість поглинутих аерозолей досягає до 90% [110].

Авторами [111] наведено такий приблизний відсотковий розподіл утворених під час пожежі аерозолей: більшість (95%) мають розмір від 1 до 15 мкм, до 1 мкм – 1%, понад 15 мкм- 4%. Розчинність твердих частинок депонованих дихальними шляхами з точки зору кліренса легенів (природний процес очищення) поділяється на декілька типів: «F» - швидка, «M» - помірна, «S» - повільна швидкість поглинання в кров [112]. На формування дози опромінення також впливає розчинності газів і парів, що вдихає людина, які за публікаціями [112-113] поділяються на класи: SR-0 – нерозчинні гази, для яких дозові коефіцієнти враховують внутрішнє опромінення від перебування в хмарі газу і внутрішнє опромінення від газу в дихальних шляхах; SR-1 – використовується для добре розчинних і хімічно активних газів, для яких передбачено повне і швидке поглинання в кров; SR-2 – застосовується до розчинних і хімічно активних газів і парів, адсорбція в кров яких може скласти менше 100% інгаляційної активності. Таким чином, орієнтовний внесок джерел депонування радіонуклідів лісовими екосистемами у формування дози опромінення може бути представлено у вигляді схеми (рис.1.7). Внаслідок проходження радіоактивної хмари диму лісової пожежі над населеними пунктами мешканці потрапляють під дію впливів радіаційно небезпечних факторів (рис. 1.8): зовнішнього опромінення внаслідок шлейфу димової хмари; зовнішнього опромінення нуклідами, що осідають від шлейфу димової хмари на компоненти навколишнього середовища; внутрішнього

опромінення, зумовленого вдиханням радіоактивних частинок (аерозолі диму та пилу); внутрішнього опромінення (пероральне), зумовлене надходженням радіонуклідів в організм людини з продуктами харчування (споживання продукції лісу, лікувальні трави, гриби ягоди, вода, молоко тощо) [45].



Рис. 1.7 – Схема прогнозованого опромінення (інгаляційного і перорального) від джерел депонування радіонуклідів лісовими екосистемами

Радіоактивні продукти згорання будуть випускатися і розсіюватися у вигляді радіоактивного шлейфу і осідати на поверхні ґрунтів, природних водах (рис.1.8)



Рис. 1.8 – Схематичне зображення міграції техногенних радіонуклідів внаслідок лісових пожеж [45].

В результаті вживання сільськогосподарських культур, м'яса і молочних продуктів, які зазнали атмосферних викидів критичне населення піддається впливу радіонуклідів. Періоди напіврозпаду та напіввиведення багатьох радіонуклідів, дуже великі, під їх впливом організм може зазнавати хронічного опромінення протягом всього життя [89-91]. Як уже зазначалось, залежно від характеристик ділянки та вологості ґрунту 70-85% радіонуклідів зосереджені у верхніх ґрунтових шарах лісів та пасовищ, лісових смітників та мохів, а на деревах (кора, гілки, деревина та дерева) зберігаються 15-30% (гілки). Внаслідок лісових пожеж радіонукліди мігрують та включаються в трофічні ланцюги, формуючи додаткове пероральне навантаження. Залучення радіонуклідів в харчові ланцюжки на територіях з рівнями забруднення, не завжди призводить до перевищення дози опромінення окремих осіб, проте зумовлює опромінення великого контингенту населення низькими дозами, що визначає ймовірність віддалених радіобіологічних ефектів. За цих умов істотним фактором радіаційної загрози стає колективна еквівалентна доза опромінення населення, яка визначається кількістю дозоутворюючих радіонуклідів, що містяться у виробленій на забрудненій території валовій кількості продуктів харчування [43-45, 48].

Особливу небезпеку представляє забруднення продуктів харчування радіонуклідами, що є аналогами біогенних елементів (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{14}C), але і такі елементи, як Плутоній, потрапляючи в організм здатні за певних значень рН утворювати з білковими молекулами стійкі комплекси [92]. Тому, основним критерієм на цих територіях є колективна еквівалентна доза опромінення населення. Аналіз космічних знімків вказує на те, то димові шлейфи лісових пожеж, в залежності від погодних умов, можуть бути віднесені на значні відстані (рис. 1.9). Головними носіями радіаційної небезпеки під час лісових пожеж є тверді продукти згорання – недопал і зола. Недопал – це продукт неповного згорання лісових матеріалів. Частина недопалу залишається на згарищах у вигляді обвуглених органічних речовин, а частина у вигляді дрібних твердих частинок диму та пилу можуть бути перенесені вітром [82].



Рис. 1.9. – Фрагмент космічного знімку NASA від 9 квітня 2020 року

Дим відноситься до аерозолів (дисперсна система, що складається з твердих або рідких частинок дисперсністю від 0,1 до 10 мкм, частинки дуже малих розмірів до 5 мкм вільно проникають в легені) [82]. Тверді частинки в димових газах - це недопал лісових горючих матеріалів і зола, що володіють високим рівнем радіоактивності у випадку згорання радіоактивно забруднених лісових горючих матеріалів. Причому недопал і зола мають завжди більший питомий рівень забруднення, ніж горючий матеріал. За інформацією, представленою [82]. В золі і недопалі хвої сосни міститься радіонуклідів від 12 до 44 разів більше, ніж в самій хвої в повітряно-сухому стані, і в 55 разів більше ніж в сухих гілочках сосни. Отже, одна із головних небезпек таких пожеж - відкриті джерела іонізуючого випромінювання, які знаходяться в продуктах повного та неповного згорання лісових горючих матеріалів. Концентрація радіонуклідів у золі і недопалі може становити сотні тисяч і мільйони бекерель (Бк, Вq) на 1 кг їх маси (1Бк - одиниця активності нукліда, в якому за 1с відбувається один акт радіоактивного розпаду $1\text{с}^{-1} = 2,703 \cdot 10^{-11}$ Кюрі, але дуже часто вживають іншу одиницю активності - кюрі (Ки)) [82]. Лісові пожежі завдають величезного і часто непоправного збитку природно-екологічним і матеріальним ресурсам, створюють проблеми місцевому населенню та органам управління. Лісові пожежі на забруднених радіонуклідами територіях є особливо небезпечними, оскільки поряд з основними негативними

факторами лісової пожежі має місце і радіаційний фактор. Відсутність можливості вчасного оперативного виявлення та знешкодження незначних осередків пожеж в лісових екосистемах приводить до переростання їх в екологічні катастрофи. Аерозолі диму та пилу лісових пожеж можуть містити радіоактивні частинки, які забруднюють атмосферу, ґрунти, рослин, гідросферу та здатні потрапляють у легені людини внаслідок вдихання. Трансуранові елементи мають високу токсичність та особливо впливають на шляхи внутрішнього опромінення під час вдихання. Це може спричинити локальне опромінення легеневої тканини, лімфатичних вузлів тощо під час лісових пожеж [93]. За цих умов загальний радіаційний фон може не перевищувати допустимого рівня, але частинки важких металів (продуктів напіврозпаду), що містяться в аерозолі диму та пилу. Таке забруднення розглядається лише як шлях, через який відбувається опромінення осіб з населення, що безпосередньо зазнають впливу радіоактивних викидів, здійснених у довкіллі. Оскільки стан довкілля може впливати на здоров'я людини у довготривалій перспективі, виникає потреба в політиці захисту довкілля від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання [94]. Дози опромінення понад природним фоном формується внаслідок лісових пожеж за рахунок: зовнішнього опромінення; внутрішнього опромінення, яке спричиняється депонованими у тканинах радіонуклідами, що надходять з продуктами харчування та водою; інгаляційного опромінення, пов'язаного з надходженням у легені аерозолів, що містять радіонукліди визиває різні захворювання у людини та погіршення стану навколишнього середовища [89, 95]. Можливо, на сьогодні, ми не володіємо необхідною інформацією, щоб в повній мірі уявити весь спектр негативних наслідків, які несуть лісові пожежі на радіоактивно забруднених територіях підвищуючи радіоактивність середовища, що порушує гомеостаз процесів мікроеволюції та становить істотну небезпеку для людини і навколишнього середовища. Ця небезпека реалізується через багато років, а тому наразі може й не оцінюватися з належною увагою. Наслідки відхилення від усталеного гомеостазу видоутворення можуть супроводжуватися проявами зовсім несподіваних віддалених ефектів підвищеного опромінення, наприклад, виникненням нових

форм вірусів, грибних патогенів та збільшення частот канцерогенезу [96]. Але навіть наявні дані дозволяють зробити висновок про негативний екологічний вплив на рівень екологічної безпеки життєдіяльності населення лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях. Головною особливістю радіоактивно забруднених лісових масивів є підвищена ймовірність виникнення лісових пожеж та їх радіоактивний вплив на здоров'я людей і навколишнє середовище. Негативний вплив лісових пожеж на забруднених радіонуклідами територіях може перерости в небезпечний у випадку отримання високих індивідуальних доз опромінення, що може бути пов'язано з довготривалими пожежами, високою швидкістю вітру, відсутністю засобів захисту органів дихання рятувальників від інгаляційного опромінення (рис.1.10) [43-44, 97, 98].



Рис. 1.10 - Етапи оцінки ризиків лісових пожеж

Тому важливим є оцінка середньої кількості та тривалості пожеж, з метою мінімізації ризиків внаслідок вторинного радіоактивного забруднення учасників пожежогасіння і населення, що включає оцінку ризику та управління ризиком. Подальші дослідження присвячені аналізу статистичних даних лісових пожеж із застосуванням відкритих супутникових даних.

1.3. Статистичні дані лісових пожеж, аналіз досвіду оцінювання екологічного впливу лісових пожеж та їх наслідків

1.3.1 Світова статистика лісових пожеж

У світовому масштабі з 2001 по 2018 рік 27% втрати деревного покриву відбулися внаслідок вирубки лісів (рис. 1.11) [99].

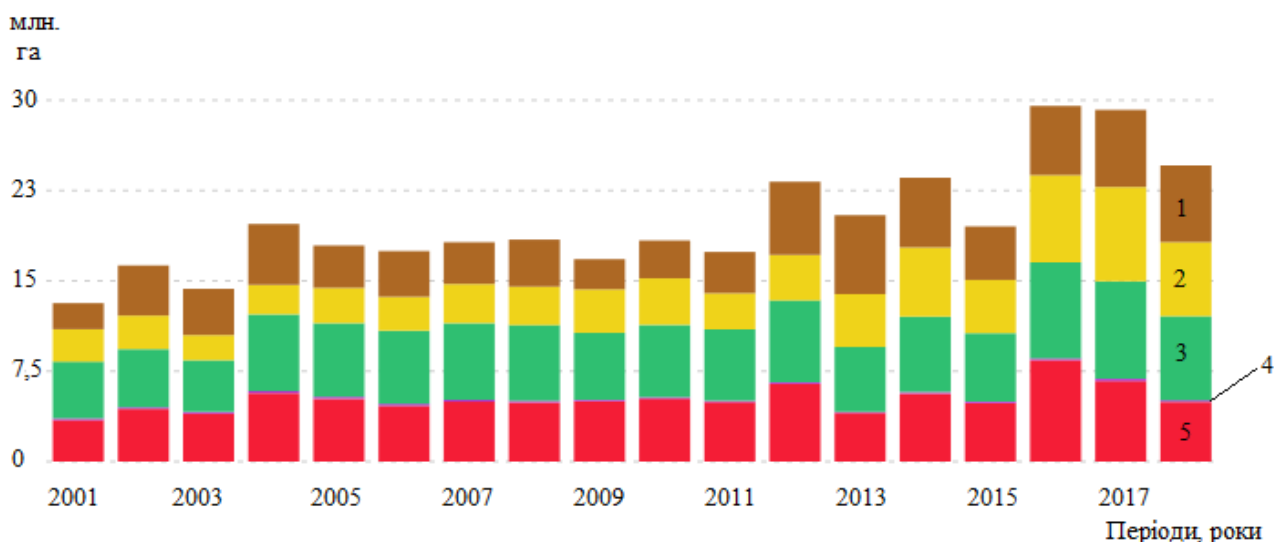


Рис. 1.11 – Втрати деревного покриву за домінуючими чинниками (1- пожежі, 2- сільськогосподарська діяльність, 3 – лісове господарство, 4- урбанізація, 5- вирубка) [99].

Під впливом антропогенних, особливо техногенних впливів ліси втрачають роль стабілізатора екологічної рівноваги, ослабляється їх економічний потенціал, з'являються соціальні труднощі, пов'язані зі знищенням лісів [98]. Зміни клімату та землекористування підвищили ризик виникнення великих лісових пожеж [99-101]. Щорічно у світі виникає більше 400 тисяч лісових пожеж, що ушкоджують близько 0,5% загальної площі лісів і які викидають в атмосферу мільйони тонн продуктів згорання. Лісові пожежі сприяють поширенню шкідливих комах і дереворуйнівних грибків, за цих умов виникає водна ерозія ґрунту [102], яка викликає особливе занепокоєння. Адаже на пройдених пожежами територіях вона може привести до прискореного переносу ґрунтів забруднених небезпечними матеріалами, ерозії ґрунтів, зниженню рівня ґрунтових вод та утворенню пилу [103-106]. Показано

[103], що вітрова ресуспензія після пожежі впливає на збільшення інгаляційних доз опромінення для робітників Лос-Аламоської національної лабораторії (штат Нью-Мексико, США), після пожежі, в межах від 15% до 38%, але збільшення доз опромінення не супроводжувалося перевищенням встановлених лімітів річної ефективної дози для населення та робітників. Середнє збільшення концентрації ізотопів урану в повітрі фіксували на 14% після пожежі по периметру лабораторії, а максимальні концентрації в повітрі мали місце протягом квітня-червня, коли швидкість вітру була максимальна, рослинності було мало, а сніговий покрив був відсутній. З використанням методів моделювання розраховано також зміни концентрації ^{137}Cs в навколишньому середовищі (грунт і поверхневі води) після лісової пожежі в Лос-Аламосі. Показано збільшення концентрації ^{137}Cs на поверхні землі в 40 раз на зольних відкладеннях і в 3 рази для самих верхніх шарів ґрунту (50 мм) ніж до пожежі [107]. Підвищення концентрації ^{137}Cs відбулось за рахунок ерозії поверхневих вод, що призвело до збагачення рівнів ^{137}Cs у 1,4-2,9 рази в порівнянні з материнськими ґрунтами. Зниження концентрації до значення рівнів, які були до пожежі спостерігалися після опадів величиною 240 мм [107]. Концентрації радіонуклідів в результаті лісової пожежі і швидкого перенесення на порядок вищі, що може мати негативні наслідки для широкого спектру геофізичних, екосистемних, пожежонебезпечних ризиків [107]. Порівнянням вітрових горизонтальних і вертикальних пилових потоків, показано, що вітрові потоки були більшими на один порядок на ділянках, цілісність яких пошкоджена вогнем та збільшувалися в два-три рази через 1 рік після пожежі. Підвищені потоки пилу не зменшилися протягом другого і третього років на пройдених вогнем територіях, що супроводжується засухою та затриманням відновлення після пожежі [104]. Прискорення вітрової ерозії на радіоактивно забруднених територіях та збільшення рухливості забруднюючих речовин, із-за потенційного збільшення впливу на органи дихання, має бути враховано при прийнятті рішення про відповідні стратегії довгострокового управління забрудненими землями. У період з 2002 по 2019 рік у всьому світі було втрачено 61,4 млн. га лісів внаслідок лісових пожеж (рис.1.12),

що склало 17% від загальної втрати лісового покриву. Загальна площа лісу за цей період скоротилася на 5,9% [99].

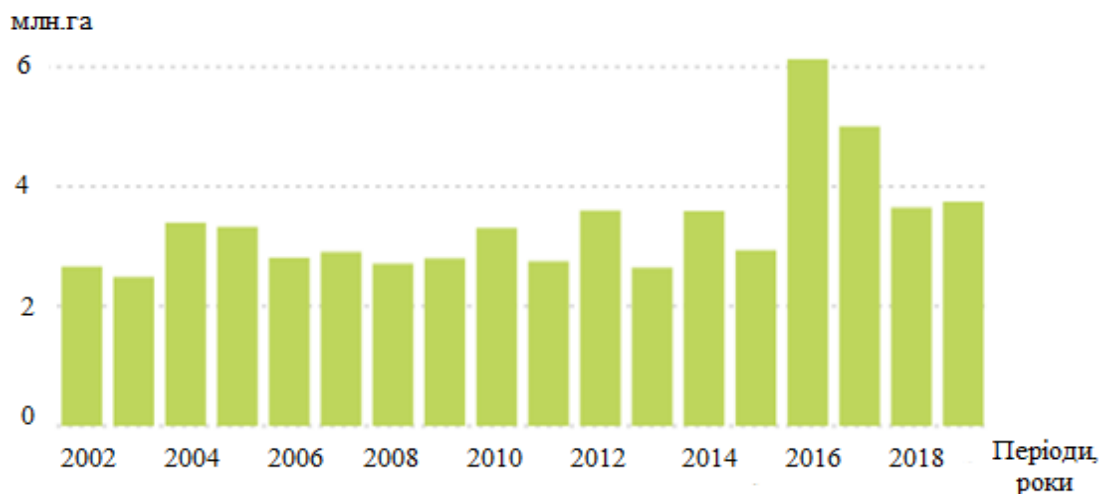


Рис. 1.12 – Статистичні дані втрати світових лісових екосистем з 2002 по 2019 роки [99].

Від вогню потерпають ліси практично всіх країн світу, але більш гостро ця проблема стоїть в країнах з континентальним кліматом, де в складі насаджень переважають хвойні породи (рис. 1.13, рис. 1.14). Проблема лісових пожеж в світі виходить на якісно новий та потребує постійної уваги, співпраці та координації на глобальному рівні. А транскордонне перенесення диму від пожеж площею сотні тисяч гектарів між Росією, Монголією і Китаєм, Канадою та США, країнами Латинської Америки, Африки, Україною та Європою потребує координації гасіння пожеж, які перетинають кордони, а також своєчасного інформування про перенесення диму від пожеж на території інших країн. За оцінками авторів [80,108], значні кількості ^{137}Cs можуть бути перенесені в населенні пункти Центральної та Східної Європи, приблизна кількість радіонуклідів від 0,3 до 4,5 РВq може мігрувати по Європі тільки за один рік після пожеж на радіоактивно забруднених лісових екосистемах України, Білорусі та Росії. Лісові пожежі - складні явища, зумовлені поєднанням землекористування, діяльності людини, культурних традицій, клімату та погодних умов. Вони є руйнівним чинником лісових екосистем (в даному дослідженні не розглядається процес відновлення лісових екосистем внаслідок контрольованого горіння).

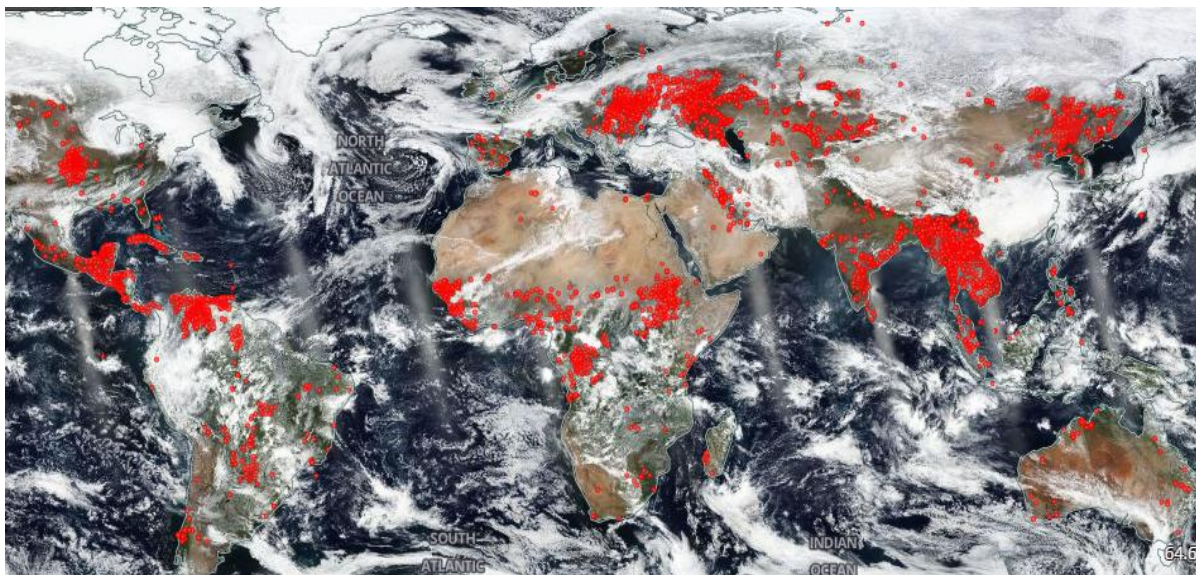


Рис. 1.13 – Супутникові знімки спалених територій 29 березня 2020 року [109]

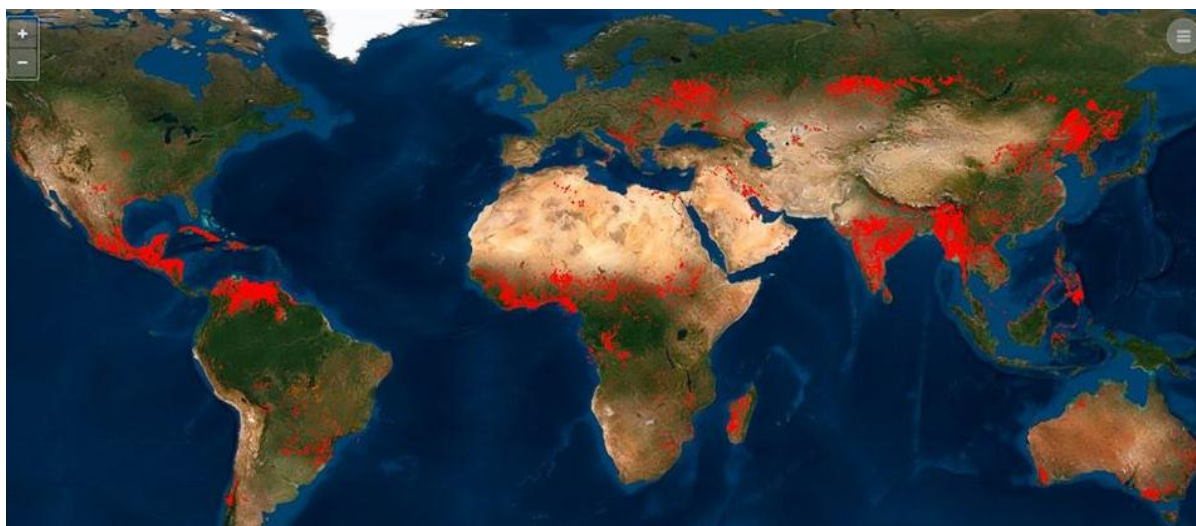


Рис. 1.14 – Супутникові знімки спалених територій 14 квітня 2020 року [109]

Лісові пожежі дестабілізують ліси, негативно впливають на атмосферу і на здоров'я населення та його безпеку. У період з 2001 по 2019 рік в світі було втрачено 386 млн. га деревного покриву, що еквівалентно його зниженню на 9,7% з 2000 року і 105 Гт викидів CO_2 . Найбільш вагомий вклад у кількості викидів CO_2 мають Росія, Бразилія, Канада, США, Індонезія (рис. 1.15) [99].

За даними Глобальної системи протипожежної системи служб моніторингу атмосфери Коперника ЄС [110], що проводить моніторинг забруднення від лісових пожеж для оцінки їх впливу на атмосферу, в липні 2020 року загальні викиди CO_2 внаслідок лісових пожеж перевищили загальну кількість викидів CO_2 за 2019 рік.

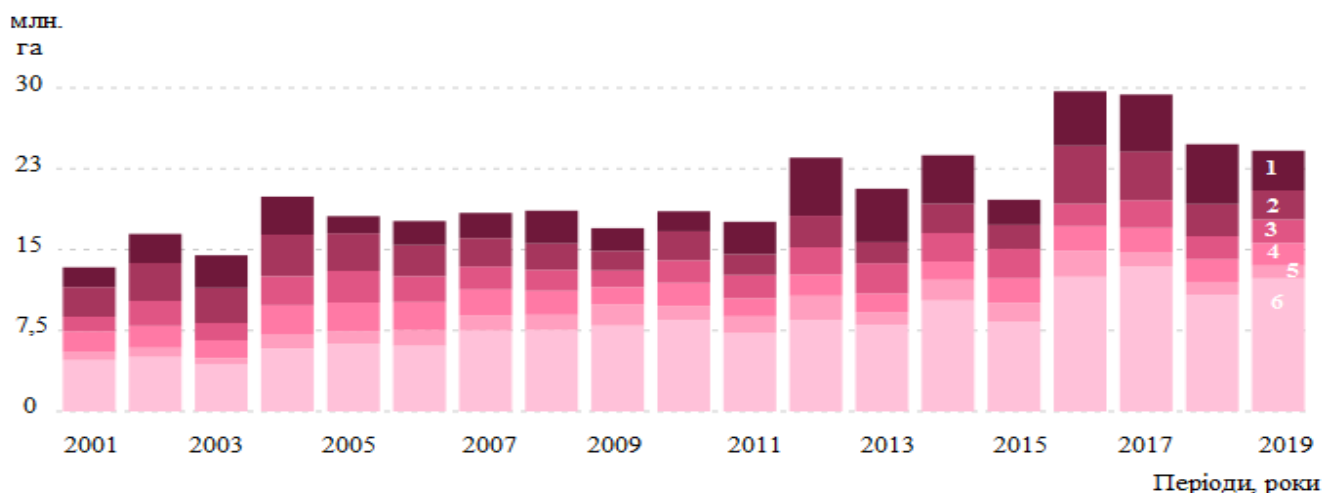


Рис. 1.15 – Вклад країн світу в пожежну емісію CO₂: 1- Росія, 2 -Бразилія, 3 - Канада, 4 - США, 5 -Індонезія, 6 - інші країни [99].

Тому існує потреба в кращому балансі протипожежної загрози шляхом запобігання та інвестицій, а також інтегрування більш довгострокових профілактичних заходів для врахування кліматичних змін (наприклад, лісові трави, пасовища, природні та різноманітні ліси). Крім того, нестабільна практика ведення лісового господарства, деградація екосистем, а також безперервність видів палива дуже легкозаймистих лісових дерев сприяють запалюванню вогнем і сприяють поширенню вогню. Підвищення обізнаності та підвищення кваліфікації місцевих громад, політиків та зацікавлених сторін має поєднуватися із залученням коштів у стійку практику використання земель, що забезпечує багатофункціональну роль лісів поза їхньою економічною функцією [111-113]. В країнах ЄС виділено основні перспективні напрями для удосконалення політики управління ризиками лісових пожеж, що ґрунтується на інтегрованому управлінні. Суть його полягає в поєднанні стратегій запобігання та гасіння, що впливають із соціальних, економічних, культурних та екологічних оцінок та включають чотири етапи - пом'якшення наслідків, готовність, реагування та відновлення, а також зміщення акценту з гасіння на профілактику і підвищення обізнаності та готовності населення [113].

Близько 95% пожеж у світі відбуваються внаслідок діяльності людей, і тільки 5% пожеж виникає в результаті природних причин – екстремальних погодних умов

(тривалих періодів посухи, сильного вітру, ударів блискавок, виверження вулканів). При цьому природні умови можуть лише сприяти займистості рослинності. Серед основних причин і проблем, пов'язаних з лісовими пожежами, визначають також інші фактори [113]: недостатнє використання космічних технологій для виявлення лісових пожеж; відсутність сучасних технічних засобів гасіння (особливо малої механізації); брак професійних кваліфікованих кадрів; недостатнє фінансування лісової галузі. З точки зору екологічної безпеки найскладнішою проблемою залишається проблема транскордонного впливу лісових пожеж, збільшення кількості яких прогнозується в майбутньому [111-113]. В розвинутих країнах для зменшення екологічних наслідків лісових пожеж створюють та реалізують стратегію протидії природним пожежам. Така стратегія включає багаторічні плани створення та фінансової підтримки для фінансового та ресурсного забезпечення гасіння пожеж (наприклад *National Interagency Fire Center, Boise*), заходів з попередження пожеж (робота із місцевою владою, ЗМІ, місцевим населенням, програма *FireSmart, Canada*), наукові дослідження з прогнозування та оцінки ризиків (*Missoula Fire Lab*) тощо. Це цікаво з точки зору екологічної безпеки, оскільки активне залучення громадян, пожежних служб та інших зацікавлених сторін потенційно сприяє збереженню біорізноманіття та цілісності лісових екосистем, а також бар'єрної функції радіоактивно забруднених екосистем.

1.3.2 Національна статистика лісових пожеж

Наслідки зміни клімату в поєднанні з нестійкою практикою управління довкіллям збільшують ризики виникнення лісових пожеж в Україні, що були помічені в попередні роки і зберігалися в 2020 році (рис. 1.16) [99]. В Україні, як і у всьому світі, причини лісових пожеж пов'язані в основному з антропогенною діяльністю (82%), викликані головним чином недбалістю місцевого населення. Основною причиною лісових пожеж є порушення вимог пожежної безпеки в лісах в період підвищеної пожежної небезпеки. Сільськогосподарське спалювання є причиною 0,6% лісових пожеж. З вини інших організацій - 2,2%, в результаті

блискавки - 1,8%. Пожежі невстановленого походження становлять 10,9% [114-116].

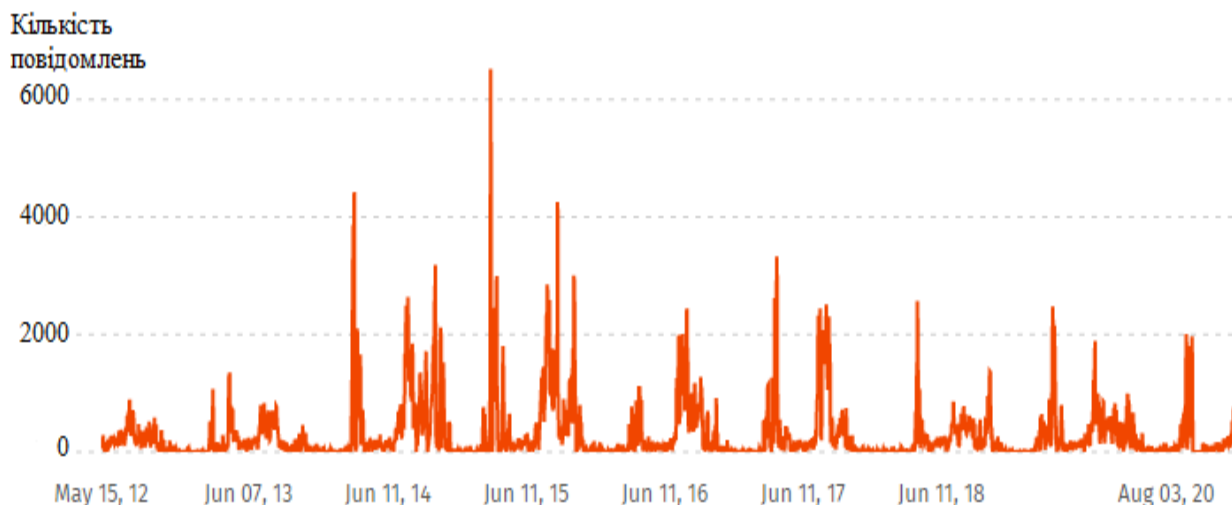


Рис. 1.16 – Кількість повідомлень про пожежі у відкритих екосистемах у період з 15 травня 2012 року по 3 серпня 2020 року в Україні [99].

Найбільш поширеними в лісах України є сосна звичайна (*Pinus sylvestris L.*), європейський дуб (*Quercus robur L.*), європейський бук (*Fagus sylvatica*) і ялина звичайна (*Picea abies*) (рис. 1.17) [111].

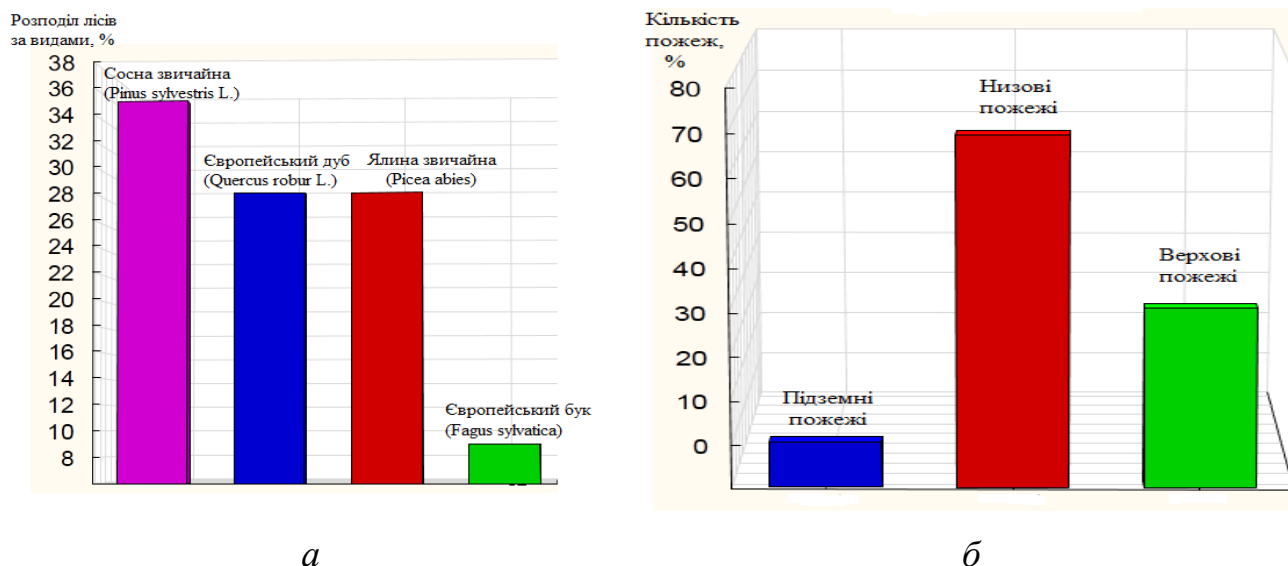


Рис. 1.17 - Розподіл площі лісів за видами (а), розподіл ділянок лісу за видами пожежі [111].

Найбільш пожежонебезпечні хвойні ліси займають 43% від загальної площі і знаходяться переважно в зоні Українського Полісся [111]. Кількість низових пожеж

значно переважає кількість верхових (рис. 1.16). В той час верхові пожежі виникають із низових і є наступною стадією їх розвитку, причому низові пожежі є складовою частиною верхової пожежі. Особливістю великих верхових пожеж є велика інтенсивність теплового випромінювання поблизу фронту лісової пожежі, що не дозволяє в більшості випадків проводити прямі методи гасіння, оскільки температура полум'я верхової пожежі може досягати 800-1000⁰С, а на висоті 20 метрів вода, що подається на гасіння перетворюється в пару [111-113].

З 2001 по 2019 рік найбільша втрата деревного покриву внаслідок пожеж, а саме 51% , припадає на п'ять областей: Житомирська - 187 000 га; Рівненська – 140 000 га; Київська – 91 700га; Волинська – 91 100 га; Чернігівська – 76 600 га [99], які мають найбільш високі рівні радіоактивного забруднення [37].

Суттєве підвищення температури повітря зумовило збільшення тривалості теплового періоду, кількості спекотних днів та максимальної тривалості періоду зі спекою. Ці зміни супроводжуються збільшенням тривалості бездошового періоду, зменшенням кількості днів з опадами і призводять до зростання загрози виникнення пожеж [115-116]. А припинення робіт із створення захисних лісових насаджень, попереджувальних протипожежних заходів в лісах, підвищило ризик виникнення лісових пожеж, осередків шкідників, хвороб лісу, збільшення кількості загальної площі всихання лісів в Україні за останні роки (рис.1.18), що призвело до погіршення екологічного стану навколишніх територій. На основі даних дистанційного зондування Землі проведено моделювання кількості площ лісових екосистем деградованих внаслідок вирубок, пожеж, шкідників та інших небезпечних чинників (рис.1.18). Пожежі є другим за величиною фактором зменшення лісових екосистем після вирубки та всихання. Під їх впливом відбуваються перетворення, наслідком яких є необоротні зміни в екосистемах та втрата їх стійкості [115-119], що особливо небезпечним є на радіоактивно забруднених територіях. Більш широке використання даних супутникового дистанційного зондування землі може бути перспективним для підвищення ефективної організації управління пожежогасіння та зменшення екологічних наслідків лісових пожеж, шляхом впровадження оперативного пожежогасіння.

Оскільки площа пожежі частіше всього (за відсутності сильного вітру) залежить від часу вільного розвитку пожежі - τ_p^2 [120].

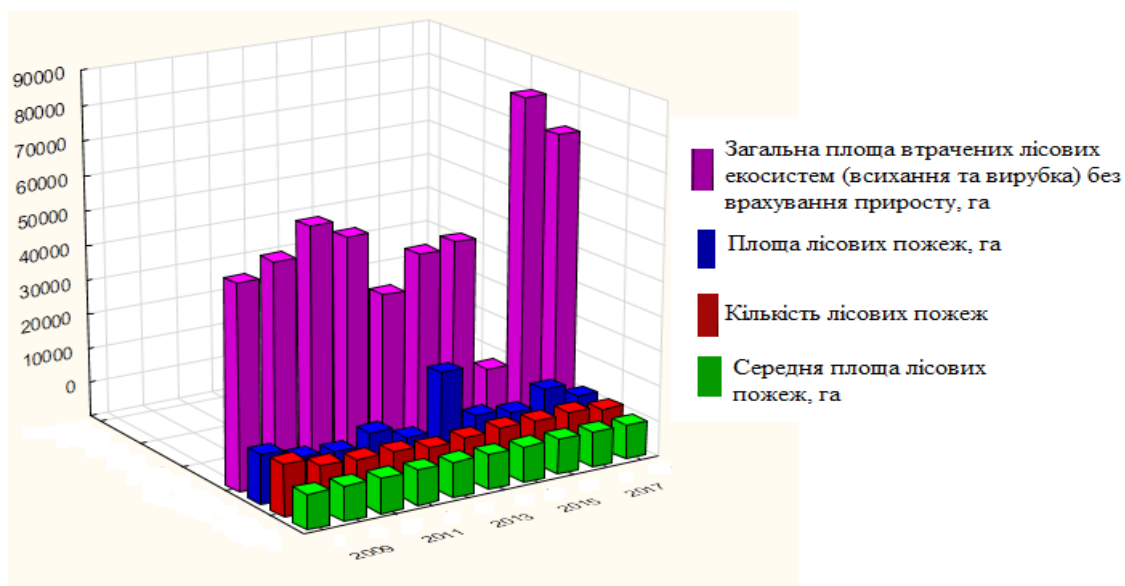


Рис. 1.18 – Основні чинники знеліснення територій: 1 - вирубки та всихання; 2 - площа лісових пожеж; 3 – кількість лісових пожеж; 4 – середня площа лісових пожеж [99].

Вперше дослідження радіаційних наслідків від пожеж у лісах, забруднених Чорнобильськими радіонуклідами було проведено в роботах [120 -124]. Головним небезпечним фактором лісових пожеж на забруднених радіонуклідами територіях є радіоактивні продукти згорання лісових горючих матеріалів, концентрація радіонуклідів в яких у десятки разів вища ніж у вихідних лісових горючих матеріалах. Зола і попіл лісових горючих матеріалів на територіях із величиною забруднення ґрунту 15 Ки/км^2 мають питому радіоактивність, що відповідає активності радіоактивним відходам. Внаслідок інтенсивних лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях спостерігається збільшення забруднення верхнього шару ґрунту і подальшої міграції радіонуклідів з верхнього шару ґрунту, що пройдений вогнем на нові території [122-128]. Авторами [129, 130] запропонований метод прогнозного розрахунку вторинного радіоактивного забруднення прилеглої місцевості. За радіологічними характеристиками пожежі та її площі визначається сумарна радіоактивність золи та недопалу, розраховується середній рівень підвищення радіоактивності на площі забруднення внаслідок

відкладення золи та недопалу. Рекомендується розглядати три варіанти прогнозу: за песимістичним сценарієм, за оптимістичним і за середнім [131]. Песимістичний прогноз враховує найбільш несприятливі ймовірності явищ, які приводять до вторинного радіоактивного забруднення з найбільшими рівнями забруднень в межах зміни балансу радіоактивних забруднень в зоні пожежі. Розроблено методика прогнозу вторинного радіоактивного забруднення внаслідок вітрової ерозії радіоактивної золи та показано, що за відповідних метеоумовах ця складова забруднення може бути домінуючою [132]. На основі Гаусовської моделі розсіювання забруднень у повітрі проведено [133] оцінку висоти піднімання радіоактивних продуктів згорання та їх переміщення в атмосферному повітрі з урахуванням траєкторії димової хмари. Запропоновано одномірну модель для розрахунку вторинного радіоактивного забруднення методом вітрової ерозії радіоактивної золи і пилу. Однак, використання даної моделі дозволяє розрахувати локальний (до 10 км) масштаб розрахунку площ концентрацій радіонуклідів в атмосфері. В роботах [134, 135] наведено результати вогневих експериментальних досліджень лісових пожеж та отримано дані про інтенсивність (коефіцієнту ресуспензії RF , m^{-1}) та швидкості ресуспензії (s^{-1}) деяких радіонуклідів (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238-240}Pu$) в продуктах згорання, проведено оцінку вітрового переносу радіонуклідів і розрахунок оцінки інгаляційного надходження радіоактивних продуктів згорання в організм людини в 30 кілометровій зоні ЧАЕС.

Авторами [136-139] проведено оцінку вторинного радіоактивного забруднення місцевості в результаті лісових пожеж та ефективність засобів індивідуального захисту органів дихання рятувальників в умовах гасіння пожежі. Показано, що в результаті лісових пожеж на радіоактивно забрудненій території спостерігається збільшення майже в 104 рази концентрації радіонуклідів на місці пожежі в повітрі у порівнянні з фоновими значеннями. Важка фізична праця та наявність в димовому аерозолі альфа-випромінюючих радіонуклідів приводить до збільшення дозових навантажень учасників пожежогасіння, що збільшує ризик негативних для здоров'я наслідків. Показано [136], що в ряді випадків (високі індивідуальні дози опромінення, довготривалі пожежі, висока швидкість вітру,

відсутність захисту тощо) негативний вплив може переростати в небезпечний, що потребує організації радіаційного захисту учасників пожежогасіння на радіоактивно забруднених територіях. Разом із тим, показано недостатню ефективність засобів індивідуального захисту органів дихання рятувальників від інгаляційного опромінення. Вдихання диму, що містить радіонукліди може збільшити ризик виникнення онкозахворювань. Змодельовано концентрацію радіонуклідів ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{90}Sr і ^{210}Po з підвітряного боку і потенційну дозу для учасників пожежогасіння. Показано, що прогнозовані концентрації перевищують нормативні. Для зниження опромінення учасників пожежогасіння запропоновано переміщення на невелику відстань від вогню внаслідок великих градієнтів концентрації поблизу осередку горіння [140]. Авторами [80,108] проведені дослідження забруднення навколишнього середовища, що включали оцінки впливу за можливими сценаріями, коли весь лісовий горючий матеріал Чорнобильської зони відчуження згорів у одній пожежі. Було змодельоване можливе радіоактивне забруднення суміжних країн та регіонів у випадку масштабних пожеж в Чорнобильській зоні, що співставне по наслідкам для людей з аварією на АЕС «Фукусима». Проведені дослідження [108], вказують на більш високі ризики онкозахворювань для жителів районів навколо забруднених лісів. Оскільки основна частина доз внутрішнього опромінення в населених пунктах для жителів цих районів пов'язана із споживанням продукції місцевого виробництва, тобто молока та натуральних (лісових) продуктів, таких як ягоди та гриби [39].

1.3.3 Статистика лісових пожеж Чорнобильської зони відчуження, оцінювання їх екологічного впливу на рівень радіоекологічної безпеки для довкілля та життєдіяльності населення

Радіоактивно забруднена територія ЧЗВ, яка виконує роль захисного бар'єру поширення радіонуклідів, за наявності великої кількості горючого матеріалу, має високі ризики виникнення пожеж, що може мати негативні наслідки для населення та екосистем [98, 141-151]. Особливостями лісів зони відчуження (крім

радіоактивного забруднення) є значна монокультурність сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.). Відсутність протипожежних заходів (відсутність рубок догляду в насадженнях) привело до накопичення значної кількості ослаблених (8–23%) і сухостійних (10–37%) дерев. Загальний потенційний відпад найближчими роками досягне 9–26 м³ на 1 га, що в 2–5 разів вище, ніж дозволено діючими Санітарними правилами в лісах України, тому збільшення кількості лісових пожеж в найближчі роки видається ймовірним [147-148]. Моделювання лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження прогнозують їх піки в період 2023 і 2036 роками [98], оскільки регіон стає дедалі сухішим, що пов'язано з цілим рядом факторів [152-153]. Важкодоступність лісових насаджень через захаращеність доріг збільшує час виявлення та тривалість гасіння пожеж. Обладнання для виявлення і боротьби з пожежею, протипожежні водойми, під'їзні шляхи не завжди в належному стані, а ліси стали переповненими і зараженими короїдами, тим самим більш сприйнятливі до лісових пожеж, внаслідок яких прискорюється міграція радіонуклідів, а лісові екосистеми втрачають здатність утримувати радіонукліди [108, 151].

Зона відчуження становить приблизно 2 600 км²; її природні наземні екосистеми включають в себе ~ 60% лісових територій і ~ 28% пасовищ та луків [48]. Водні екосистеми озер і річок покривають ~ 6% її території, і ~ 3% покриті болотами. За період з 1993 по 2020 рр. на території ЧЗВ відбулося більше 1800 лісових пожеж різного виду і інтенсивності, що охопили 100 тис. га забруднених радіонуклідами територій із орієнтовним запасом сухої радіоактивно забрудненої деревини 25 млн.м³. Ця цифра майже в п'ять разів перевищує кількість пожеж, що відбулися у Білоруській зоні відчуження [52].

На більше ніж половині території ЧЗВ деградовано, а місцями повністю знищено лісові масиви, що виконували бар'єрну функцію радіоактивних речовин за межі ЧЗВ. Утворений внаслідок пожеж радіоактивний попел, активно включається до геохімічної міграції елементів у екосистемах, здійснюючи неконтрольоване вторинне радіоактивне забруднення територій [154]. При цьому деревина, що горіла має концентрацію радіонуклідів у 50-100 разів вищу, ніж

дрова. Після пожежі лісова підстилка і попел містять 600-180 000 Бк/кг ^{90}Sr , від 4 100 до 270 000 ^{137}Cs . А кількість вивільненого ^{137}Cs внаслідок згорання депонованої деревини становить %: 130 ГБк (2015 р.), 700 ГБк (2020 р.). Значна кількість пожеж в Чорнобильській зоні відчуження, в тому числі великих, відбулися в 1992, 2003, 2007, 2009, 2015, 2016 роках. Найбільші лісові пожежі за всю історію зони відчуження та країни відбулися у квітні 2020 року. Приблизно 341 ГБк ^{137}Cs , 51 ГБк ^{90}Sr , 2 ГБк ^{238}Pu , 33 МБк ^{239}Pu , 66 МБк ^{240}Pu і 504 МБк ^{241}Am були вивільнені в період з 1 по 22 квітня 2020 року, це приблизно в 1 000 000 000 разів менше, ніж внаслідок аварії в 1986 році [155].

Розподіл кількості пожеж Чорнобильській зоні відчуження показує, що більшість пожеж - 91,6% характеризується площею до 5 га, які відносяться до категорії «малих» згідно Правилам пожежної безпеки в лісах України [156]. Категорія великих пожеж загальною пожежею від 5 до 200 га, характеризуються зворотнім співвідношенням: за невеликої кількості - 1,2% їхня сумарна площа досягає 29,9%. Великі пожежі фіксувалися у всіх частинах зони відчуження, в тому числі, і в найбільш забрудненій 10-кілометровій зоні.

Головна шкода від таких масштабних пожеж полягає в тому, що екосистема повністю або частково втрачає здатність виступати бар'єром на шляху поширення радіонуклідів. На ділянках пройдених вогнем відбувається швидка фіксація рухомих форм ^{137}Cs з мінеральною часткою ґрунту; частка рухомого ^{90}Sr у верхньому горизонті ґрунту з часом зменшується завдяки його вертикальній міграції глибоко в горизонт ґрунту; рослинність, яка загинула внаслідок пожежі, є довгостроковим джерелом міграції рухомих радіонуклідів у ґрунт [48]. Продукти згорання численних лісових пожеж на ділянках з різними рівнями забруднення димовим шлейфом поширюються територією України [152, 157].

Відповідно до [48] щорічне виділення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr на поверхню деревною рослинністю може становити відповідно 0,004% та 0,8%. Але, оскільки рослинність вигорає внаслідок пожеж, то циркуляція радіонуклідів порушується, тому внаслідок міграційної мобільності ^{137}Cs та ^{90}Sr у верхньому шарі ґрунту порушується рівновага в екосистемі. Рослини гинуть, їхня коренева система більше

не накопичує радіонукліди в кореновому шарі ґрунту, тому рухомі форми радіонуклідів перерозподіляються через профіль ґрунту в результаті вертикальних процесів міграції. Серйозну стурбованість викликають великі лісові пожежі, які можуть спричинити транскордонне перенесення продуктів згорання на відносно віддалені території (рис.1.19) [158, 159], причому, тривалість життя радіоактивної димової хмари у нижній тропосфері (до 1,5 км) - менше тижня, у верхній тропосфері – близько місяця створює радіаційну небезпеку для здоров'я населення навіть відносно віддалених регіонів [87, 88].

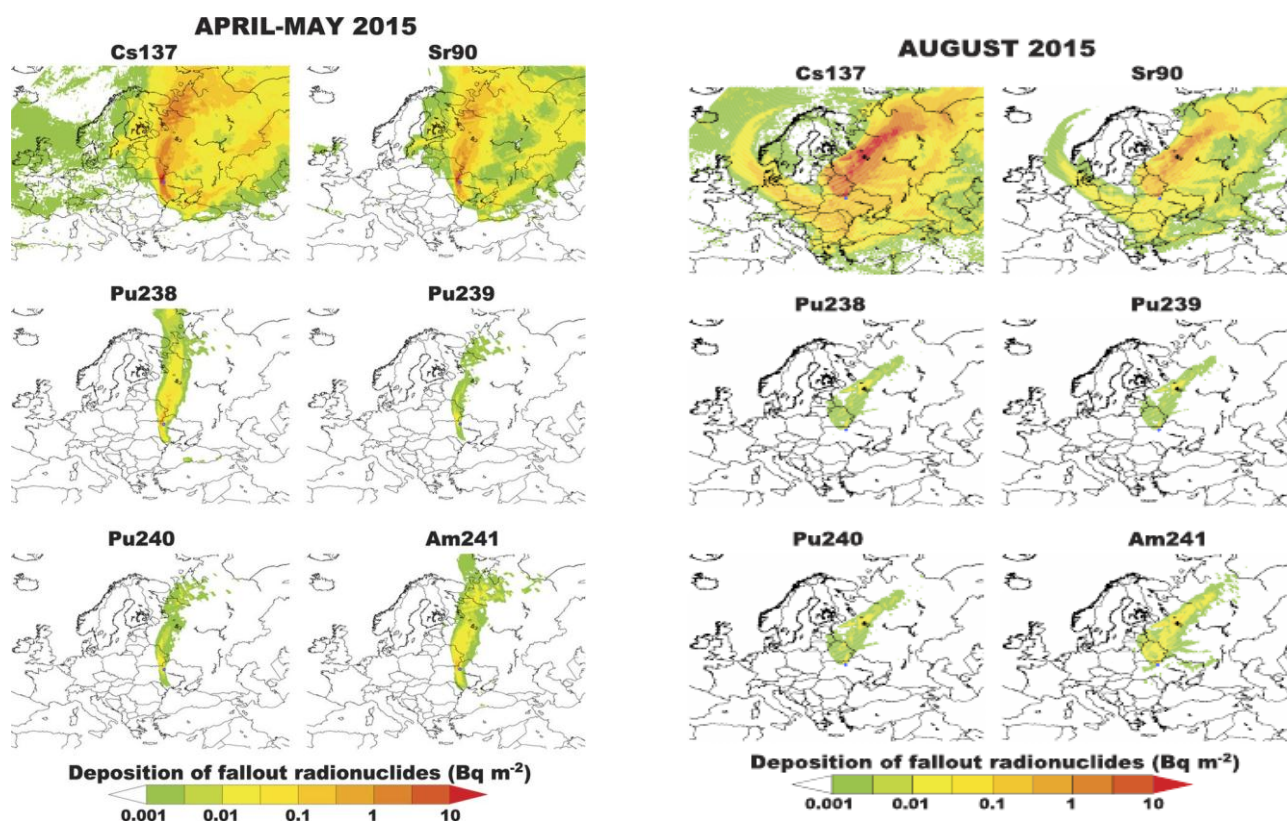
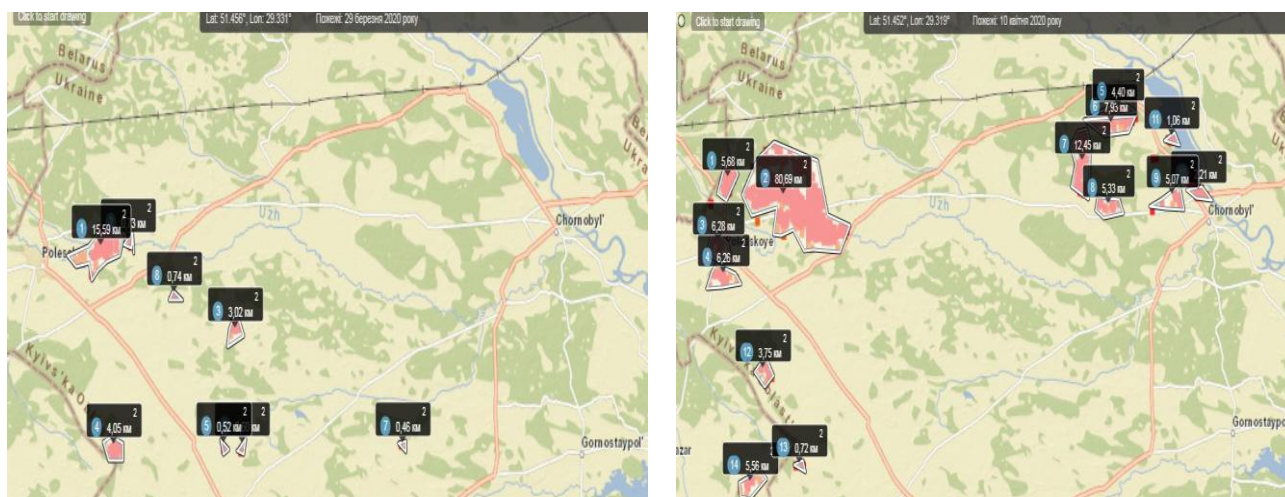


Рис. 1.19 – Радіаційні наслідки для Європи пожеж 2015 року у зоні відчуження [159].

Згідно Директиви Ради 2013/59/ Євратом від 5 грудня 2013 року [94] відповіддю країни має бути координація гасіння пожеж, які перетинають кордони, а також своєчасне інформування громадськості про заходи охорони здоров'я та про перенесення диму від пожеж на території інших країн. Внаслідок пожеж 26 квітня, які закінчилися через 7 днів та 8 серпня, які закінчилися через 4 дні 2015 року, в атмосферу було вивільнено: 10,9 ТБк з ^{137}Cs ; 1,5 ТБк ^{90}Sr , 7,8 GBq

^{238}Pu , 6,3 GBq ^{239}Pu , 9,4 GBq ^{240}Pu , 29,7 GBq ^{241}Am . Ці дві пожежі загальною площею 14,8 тис. га, супроводжувалися суцільним димовим фронтом від Волині до Чернігова протягом серпня 2015 року та задимленням Києва 2-3 вересня. Спровокували пожежі в Брестській області, 57% яких були транскордонними, що перешли з України [159].

З точки зору екологічної безпеки, особливо небезпечними є пожежі в ближній зоні ЧАЕ (2018, 2020 р.), де у ґрунті збереглися нерозчинні високоактивні частинки радіоактивних елементів, що загрожує опроміненню особового складу пожежних підрозділів, працівників зони відчуження, населенню, забрудненню сільськогосподарських угідь та відкритих водойм. Причинами пожеж, що відбулися в квітні 2020 року стали численні випадки підпалів та спалювання сухого травостою на північному заході та півночі України. Серед охоплених полум'ям районів опинилися, зокрема, Зона відчуження та Зона безумовного (обов'язкового) відселення навколо Чорнобильської АЕС. За даними супутникового дистанційного зондування [160], перша велика пожежа у західній частині Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) розпочалася 29 березня в заплаві річки Уж та спалила території приблизно 25,60 км². В період з 3 по 10 квітня 2020 року пожежа в заплаві р. Уж поширилася. Також почалася пожежа безпосередньо в ближній зоні ЧАЕС [160]. Загальна площа цих пожеж, розрахована обробкою космічних знімків складала 147,30 км² (рис. 1.20). Найбільш інтенсивні лісові пожежі відбувалися в період з 4 до 21 квітня 2020 року та призвели до емісії великої кількості забруднюючих речовин і суттєвого погіршення стану атмосферного повітря різних регіонах України. Протягом 6-9 квітня площа, постраждала від пожеж у західній частині ЧЗВ, збільшилась приблизно до 4000 га, а загальна площа спалених поблизу Народичського Полісся територій становила 12000 га (рис. 1.20б). 8 квітня розпочалася пожежа в районі, дуже близькому до Чорнобильського ядерного реактора, що характеризується найвищим рівнем радіоактивного забруднення, небезпечним для здоров'я учасників пожежогасіння, під час важкої фізичної роботи яких інтенсивність дихання збільшується в середньому в два рази, а під час дуже важкої - в чотири, п'ять разів, збільшуючи при цьому ризики для здоров'я (рис.1.21).



а

б

Рис. 1.20 - Фрагменти космічних знімків пожеж: а) біля західного кордону зони відчуження (29.03. 2020 р.) в заплаві річки Уж; б) 10.04. 2020 р. в заплаві р. Уж та в ближній зоні ЧАЕС [160].

Оскільки основний внесок в дозу опромінення учасників пожежогасіння дають зовнішнє опромінення при знаходженні на забрудненій території та доза інгаляційного опромінення від вдихання димових аерозолів [93].



Рис. 1.21 – Фрагменти космічних знімків пожеж з 3 по 14 квітня 2020 року із супутників Sentinel-1A в ближній зоні ЧАЕС [161].

Лісові пожежі, що тривали майже місяць в квітні 2020 року, призвели до утворення великої кількості золи (в деяких місцях її шар досягає 10 см), в якій сконцентроване радіоактивне забруднення згорілих лісових горючих матеріалів,

що є джерелом відкритого радіоактивного випромінювання та міграції рухомих радіонуклідів у ґрунт. Згідно з моделями лісових пожеж, що відбувалися в ЧЗВ 9-14 квітня 2020 року [162] теоретичні максимальні точкові збільшення активності ^{137}Cs в повітрі м. Києва були оцінені на рівні 2 мБк/м^3 8 квітня (рис.1.22). Зразки проб повітря в м. Києві 8 квітня з 12:25 до 16:35 [163] показали значення від 5 до 7 мБк/м^3 . Моделі забруднених димових шлейфів [164] з 9 по 10 квітня вказують траєкторію руху на північ України, а потім до Києва з 10 по 11 квітня [165]. У період з 13 по 14 квітня вітер переміщував забруднені димові шлейфи на північ та в сторону Києва [166].

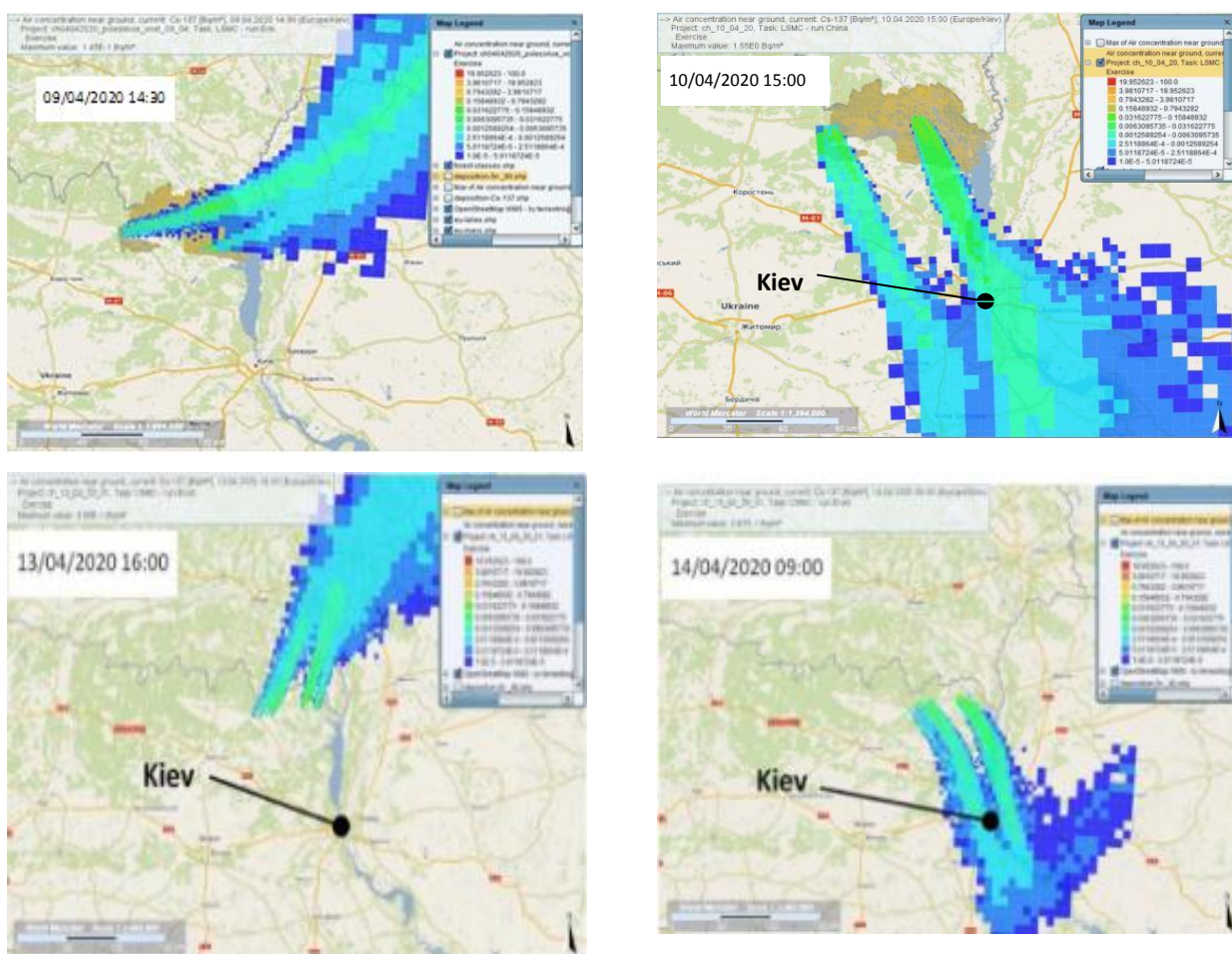


Рис. 1.22 - Модель димового шлейфу лісових пожеж ЧЗВ 9 - 14 квітня 2020 року [164-167].

Погодні умови, що переважали до 14 квітня, сприяли транспортуванню повітряних мас в Білорусь, на південь України, східну частину Румунії і Болгарії (рис. 1.23) [161, 168]. Авторами [155] розраховано загальна кумулятивне осадження

^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am по території Європи за моделями FLEXPART після ресуспензії в результаті пожеж в квітні 2020 року в ЧЗВ (рис. 1.24.).

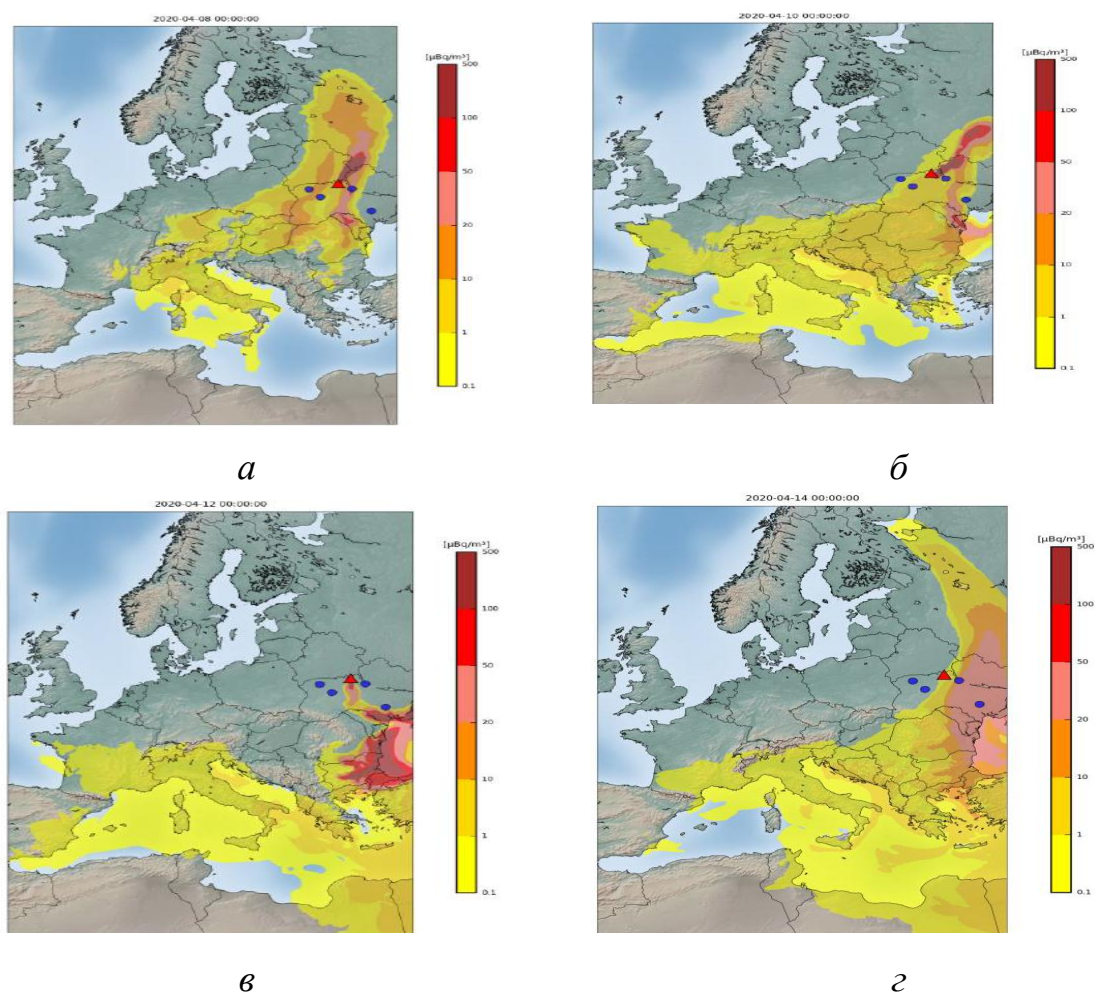


Рис. 1.23 – Вивільнення радіоактивності в квітні 2020 року шляхом зворотнього моделювання: *а* – 8 квітня; *б* – 10 квітня; *в* – 12 квітня; *г* – 14 квітня [168]

Розрахована дисперсія є незначною для населення Європи (рис. 1.24) [155]. Загальні ефективні дози опромінення дорослого населення в Європі за період пожеж в Чорнобильській зоні відчуження з 1-22 квітня 2020 року визначені за рахунок інгаляційного опромінення (внутрішнє), занурення в повітря (зовнішнє) і осадження (зовнішнє) [155]. Розраховано загальні ефективні дози учасників пожежогасіння і дорослого населення, що перебували в ЧЗВ протягом усього періоду пожежі, що знаходились в межах 18 ± 8 мкЗв (рис. 1.24) [155]. Загальні ефективні дози опромінення дорослого населення за період з 1-22 квітня 2020 року визначені за рахунок інгаляційного опромінення (внутрішнє), занурення в повітря

(зовнішнє) і осадження (зовнішнє) наведено на рис. 1.25. Результати розрахунків активності ^{137}Cs у приземному повітрі для жителів України за період з 4 по 20 квітня 2020 р. наведено в [154] (додаток Е).

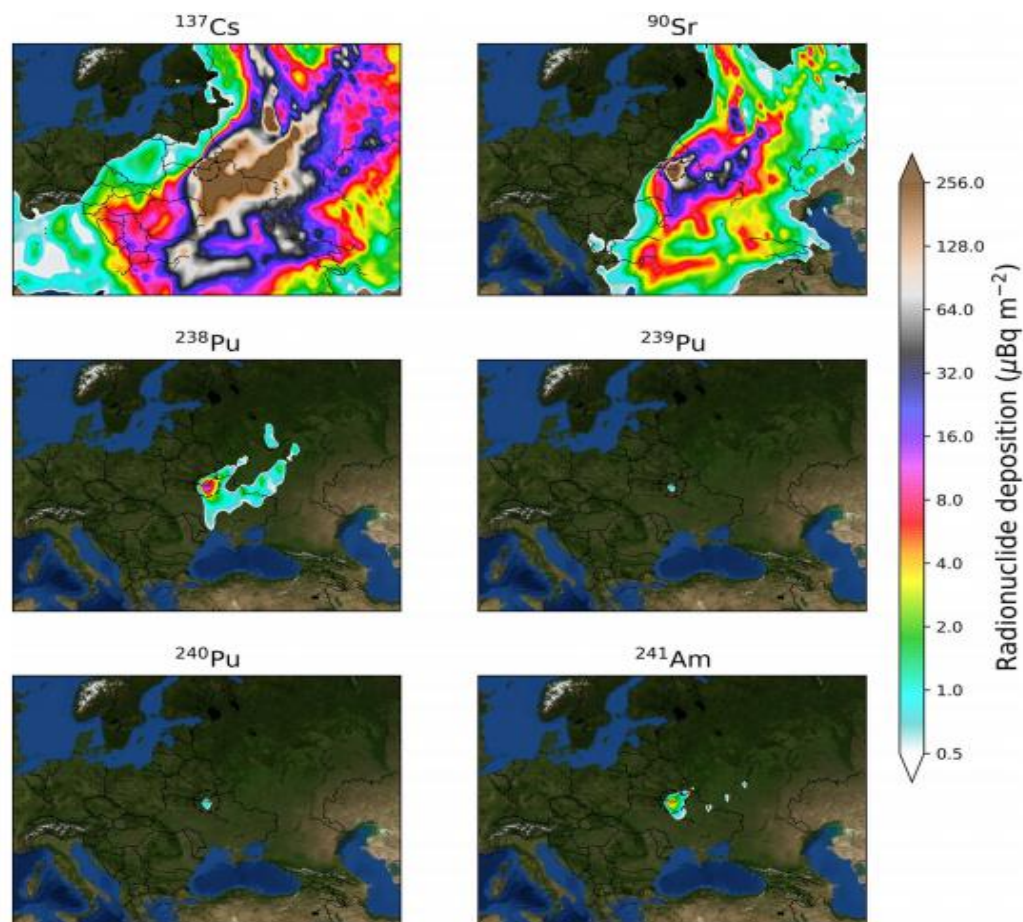


Рис. 1.24 - Загальна осадження ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am розраховане за моделями FLEXPART після ресуспензії внаслідок пожеж в 2020 році в ЧЗВ [155]

Динаміку осадження ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am після ресуспензії внаслідок пожеж в 2020 році в ЧЗВ отриману на основі результатів [155] наведено в додатку Є. Добова кількість пожеж та їх площа в квітні 2020 року в ЧЗВ розрахована на основі продуктів MODIS [155] становить приблизно 60 000 га (600 км²) (рис.1.26). Добові викиди ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am в результаті пожеж у квітні 2020 року в ЧЗВ розраховані на основі продуктів MODIS [155] представлені на рис. 1.27.

Для населення контрольні рівні можуть бути перевищені при виникненні пожежі в лісових насадженнях з рівнем забруднення 370 кБк /м² і вище [93]. Вона є набагато нижчою за ту, яка виникає в результаті зовнішнього опромінення

учасників пожежогасіння від радіоактивно забрудненого ґрунту, рівні забруднення якого в зоні відчуження дуже часто перевищують 1 мкЗв/год [155].

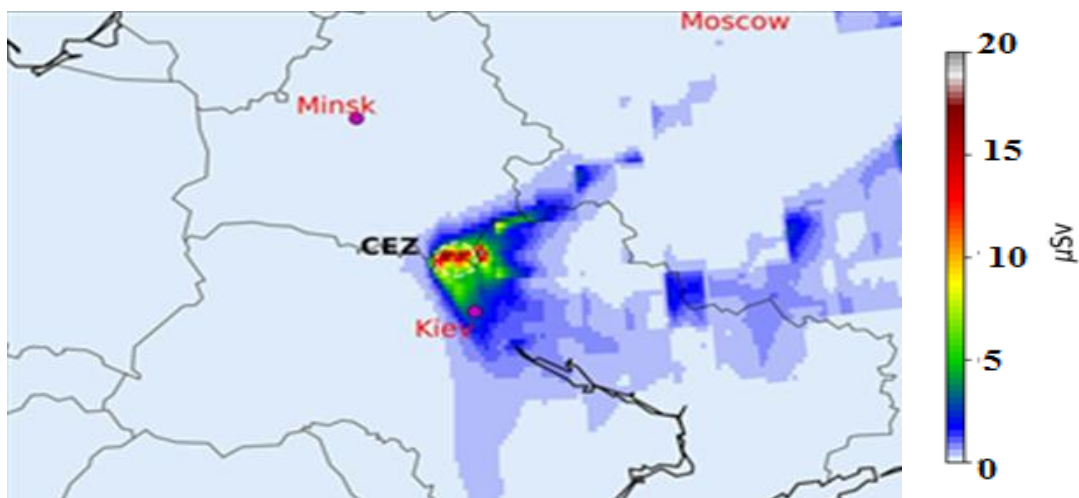


Рис. 1.25 - Загальні ефективні дози опромінення дорослого населення за період з 1-22 квітня 2020 року визначені за рахунок інгаляційного опромінення (внутрішнє), занурення в повітря (зовнішнє) і осадження (зовнішнє) [155]

Зовнішнє опромінення від радіоактивного ґрунту і рослинності має суттєвий вклад ($\approx 50\%$) в загальну дозу опромінення [89]. Однак вдихання радіонуклідів може істотно залежати від інтенсивності роботи.

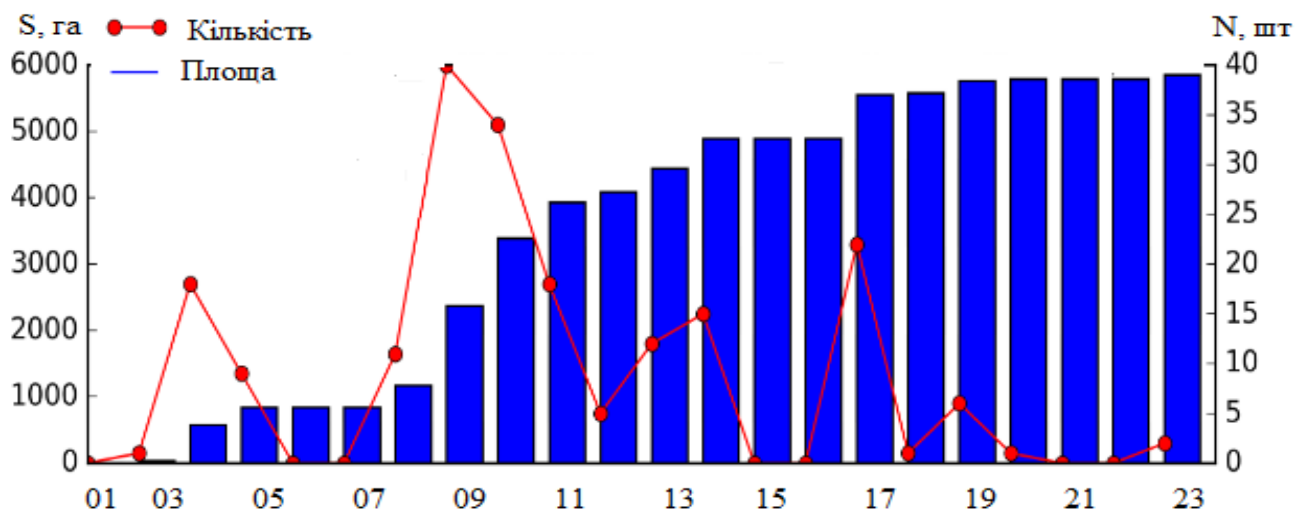


Рис. 1.26 – Добова кількість пожеж та їх площа в квітні 2020 року в ЧЗВ [155]

Крім того, поруч із джерелом загорання в повітрі активність радіонуклідів найбільша [43, 44]. Ефективні дози для учасників пожежогасіння та населення, яке проживає в ЧЗВ за розрахунками [155] становлять > 15 мкЗв. Авторами [52]

розраховано ефективна доза опромінення учасників пожежогасіння лісових пожеж Білоруської зони відчуження, що варіювалася в межах від 3 до 7 мкЗв/год.

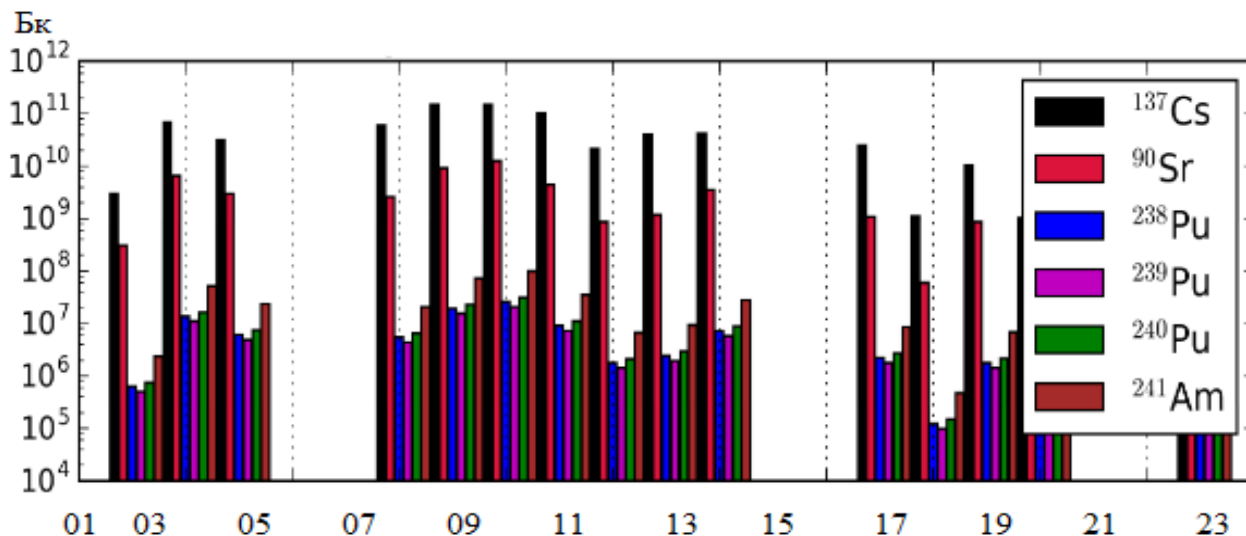


Рис. 1.27 - Добові викиди ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am в результаті пожеж в квітні 2020 року в Чорнобильській зоні відчуження [155]

Під час невеликих лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях ризик перевищення річних ефективних доз для особового складу пожежних підрозділів є незначними. Ризик перевищення річної межі ефективної дози 20 мЗв для працівників і 1 мЗв для населення [169] під час невеликої пожежі є незначними, але збільшення кількості та тривалості пожеж може привести до опромінення населення дозою понад консервативного порога ефективної дози опромінення, що може призвести до тяжких наслідків від детермінованих ефектів [89, 90, 170, 171].

Згідно [172] внаслідок перорального опромінення в результаті вживання заражених харчових продуктів в Україні, поблизу зон лиха, через відкладення радіоактивного попелу, що переноситься в шлейфі пожежі, виходячи з припущення що фактичне споживання становить 500 грамів листових овочів (найбільш несприятливий випадок) в день, протягом двомісячного періоду, передбачувана ефективна доза для дорослого становитиме 30 мкЗв для ^{90}Sr і 15 мкЗв для ^{137}Cs . Тому населення, що піддається впливу цих димових шлейфів, особливо в Україні та Білорусі, має вжити всіх заходів, щоб мінімізувати інгаляційні ризики. Також необхідно врахувати дози перорального надходження після випадіння на землю,

підземні та ґрунтові води, продукти харчування. Із точки зору екологічної безпеки, лісові пожежі на радіоактивно забруднених територіях є одним із радіаційно небезпечних джерел вторинного забруднення атмосферного повітря радіоактивними частинками різного розміру. Будь яка пожежа в Чорнобильській зоні, а тим паче масштабна та довготривала, є досить небезпечною для населення України, Росії, Білорусі, Польщі, Словаччини та інших європейських держав, оскільки потоки диму виносять велику кількість накопичених за ці роки радіоактивних елементів [173-176]. В залежності від інтенсивності пожежі, типу рослинності, ґрунту, продукти згорання разом із димом можуть будуть перенесені вітром на сотні та тисячі кілометрів, що приводить вторинного радіоактивного забруднення земель [180]. Лісові пожежі, які регулярно виникають у зонах радіаційного забруднення є небезпечним природним явищем, що загрожують не тільки національній екологічній безпеці, а й іншим країнам світу [176]. Екологічна небезпека зони відчуження зумовлена не тільки сприятливими умовами для розвитку лісових пожеж, а й наявністю ядерно- та радіаційно-небезпечних об'єктів [177, 178]. Особливо небезпеку ставлять лісові пожежі на території сховищ радіоактивних відходів та сховищ радіоактивної техніки, що залишилися після ліквідації чорнобильської аварії, що спровокує суттєве радіоактивне забруднення, внаслідок згорання радіоактивних металевих конструкцій та застарілої гуми [179].

Відслідкувати розміри пожеж, рух димової хмари та відстань її поширення можливо із використанням даних дистанційного зондування Землі. Зокрема, використання платформ Web Fire Mapper дозволяє спостерігати зафіксовані на карті пожежі у режимі on-line, а веб-ресурси Європейської пожежної бази даних інтегрують дані космічної зйомки та можливості ГІС- серверних технологій, що дозволяє проводити моніторинг, забезпечувати заходи щодо евакуації та зусиль, спрямованих на гасіння пожежі, тим самим зменшуючи ризики для людини, популяції та лісових екосистем [194]. В результаті підвищується загроза надходження радіонуклідів інгаляційним шляхом для учасників пожежогасіння, персоналу, населення навіть відносно віддалених регіонів [181-183].

Таким чином, головним небезпечним фактором лісових пожеж на забруднених радіонуклідами територіях є радіоактивні продукти згорання лісових горючих матеріалів. Внаслідок впливу інтенсивних лісових пожеж спостерігається збільшення забруднення верхнього шару ґрунту і збільшення подальшої міграції радіонуклідів з верхнього його шару ґрунту, що потребує проведення природоохоронних заходів, спрямованих на зменшення екологічних наслідків лісових пожеж для популяцій та екосистем шляхом обмеження міграції радіонуклідів з дотриманням правил радіаційної безпеки. В місцях постійного забруднення ґрунту мобілізація забруднюючих речовин може домінувати при визначенні екологічних ризиків [178]. Отже, пожежі на радіоактивно забруднених територіях мають ряд особливостей: продукти повного та неповного згорання містять радіонукліди трансуранових елементів; пожежі є причиною міграції радіонуклідів і формують зони вторинного радіаційного забруднення; збільшують дозове навантаження на учасників пожежогасіння та населення. Пожежі на радіоактивно забруднених територіях створюють додатковий нестандартний ризик для учасників пожежогасіння та населення, зокрема жителів районів навколо забруднених лісів, що пов'язано із споживанням продовольства місцевого виробництва, тобто молока та натуральних (лісових) продуктів, таких як ягоди та гриби [45, 184, 185]. На основі результатів аналізу національного і світового досвіду щодо оцінювання радіаційно-екологічного впливу на довкілля та населення наслідків лісових пожеж на радіоактивно забруднених територій показано, що пожежі порушують бар'єрну функцію лісових екосистем, запускають процеси перерозподілу та зміни інтенсивності міграції радіонуклідів, що призводять до погіршення радіаційно-екологічного стану територій, збільшення ризику інгаляційного та перорального опромінення населення на прилеглих до Чорнобильської зони відчуження територіях та особового складу учасників пожежогасіння. Одним із перспективних напрямків управління ризиками лісових пожеж є використанням інтегрованого управління, що враховує кожен етап управлінського циклу та об'єднує людські, фізичні та екологічні елементи, які впливають на процес управління ризиками (рис.1. 28). Ключовим

аспектом інтегрованого управління є перенесення акценту з гасіння на профілактику і підвищення обізнаності груп ризику з підтриманням профілактичних заходів шляхом застосування адаптованих до місцевих соціально-економічних і екологічних умов ефективних заходів та технологій.



Рис. 1.28 - Рекомендації щодо поліпшення управління ризиками лісових пожеж

Тобто, система управління екологічною безпекою має удосконалюватись і втому числі з втіленням нових технологічних рішень, а забезпечення радіаційно-екологічної безпеки як в самій зоні відчуження, так і на прилеглих до неї територіях неможливе без застосування принципово нових підходів для попередження лісових пожеж в зоні відчуження. Підґрунтям для розвитку наукових основ підвищення рівня радіаційно-екологічної безпеки життєдіяльності населення, розробки дієвих заходів і технологічних рішень, що зменшують екологічні ризики внаслідок лісових пожеж, та зменшують негативний радіаційно-екологічний вплив лісових пожеж на населення, учасників пожежогасіння та довікля присвячені подальші дослідження. Виходячи з проведеного аналізу і виявлених при цьому недоліків за даним напрямом, сформульовані наведені вище мета та задачі дослідження.

1.4. Висновки до першого розділу

1.4.1 На підставі аналітичного огляду вітчизняних і зарубіжних літературних джерел показано, за останні 35 років, внаслідок чисельних лісових пожеж спостерігається перерозподіл радіоактивного забруднення ЧЗВ. Подальша втрата захисної бар'єрної функції лісових екосистем ЧЗВ та втрата ними протипожежної стійкості може стати причиною виникнення масштабних пожеж, наслідки яких можуть бути непередбачувано катастрофічними, що може викликати зростання радіаційних ризиків.

1.4.2 Показано, що після аварії на ЧАЕС рівні забруднення ^{90}Sr і ^{137}Cs зменшились на один період напіврозпаду, що минув з часу катастрофи. Проте, після проходження одного періоду напіврозпаду ^{137}Cs , в зоні відчуження зі щільністю забруднення ґрунту вище 1 Ки/км^2 (37 кБк/м^2) залишається близько 91 % території. Впродовж усього періоду після аварії простежується зростання біодоступності ^{90}Sr внаслідок його вилуговування з паливних частинок, яка на теперішній час досягла свого максимального значення. Внаслідок радіоактивного розпаду, активність α -випромінюючого ^{238}Pu знизилась на 24 %, а активність $^{239+240}\text{Pu}$ практично не змінилися. За рахунок розпаду β -випромінюючого ^{241}Pu продовжує акумулюватися α -випромінюючий ^{241}Am , активність якого буде зростати до 2070 року на 16 %.

1.4.3 На основі статистичних даних визначені території які мали найбільші рівні радіоактивного забруднення. На прикладі населення селітебних територій Народицького району Житомирської області проаналізовано закономірності формування доз опромінення населення. Показано динаміку паспортних доз опромінення населення смт. Народичі. Визначено фактори формування доз опромінення населення радіоактивно забруднених територій Українського Полісся. Показано, що значні площі пошкодження та загибелі радіоактивно забруднених лісових екосистем від вогню, загроза вторинного радіоактивного забруднення відносно чистих територій, потребують мінімізації їх наслідків та підвищення рівня радіаційно-екологічної безпеки життєдіяльності населення.

1.4.4 Показано, що у наукових роботах вітчизняних і зарубіжних вчених, присвячених екологічній безпеці життєдіяльності населення радіоактивно забруднених територій основна увага приділялась зниженню вмісту радіонуклідів у лісовій та сільськогосподарській продукції, у той час дослідженням заходів для попередження пожеж, шляхом мобілізації та блокування поширення радіонуклідів, депонованих у лісових екосистемах досліджувались значно меншою мірою.

1.4.5 Показано, що значні площі пошкодження та загибелі радіоактивно забруднених лісових екосистем від вогню, загроза вторинного радіоактивного забруднення відносно чистих територій, потребують мінімізації їх наслідків та забезпеченню радіаційного захисту населення, імплементації вимог Міжнародних основних стандартів безпеки (General Safety Requirements No. GSR Part 3, МАГАТЕ, 2014) та Директиви Ради 2013/59/Євроатом від 5 грудня 2013 року відповідно до міжнародних зобов'язань України.

1.4.6 Накопичення обсягів пірогенної деревини, лісової підстилки та радіоактивно забрудненого попелу, збільшує загрозу нових катастрофічних пожеж. Продукти згорання можуть надходити в організм людини під час вдихання (інгаляційно), через шлунково-кишковий тракт (перорально), відкриті рани (контактно) та можуть накопичуватися і трансформуватися. Швидкість надходження продуктів згорання залежить від їхньої концентрації, дисперсності, погодних умов тощо. Димові аерозолі під час лісових пожеж можуть викликати додаткові внутрішні опромінення людей у зоні пожежі (особовий склад підрозділів оперативно-рятувальних сил, робітники лісового господарства, місцеве населення), що може збільшити ризики для здоров'я. Основними викликами сьогодення є відсутність комплексного управління радіоактивно забрудненими лісовими екосистемами, створення системи охорони ландшафтів від пожеж шляхом проведення радіоекологічного моніторингу довкілля, у тому числі вторинних, кумулятивних, синергічних, довгострокових, постійних і тимчасових негативних наслідків.

У розділі використані роботи автора [45, 184, 185, 186, 187, 188].

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Методологія дисертаційних досліджень

Теоретичні методи (аналізу і синтезу) використано для узагальнення інформації, одержаної з літературних джерел, та визначення основних напрямків дослідження. Для розв'язання поставлених завдань використовували комплексний підхід та методи системного аналізу (рис.2.1).

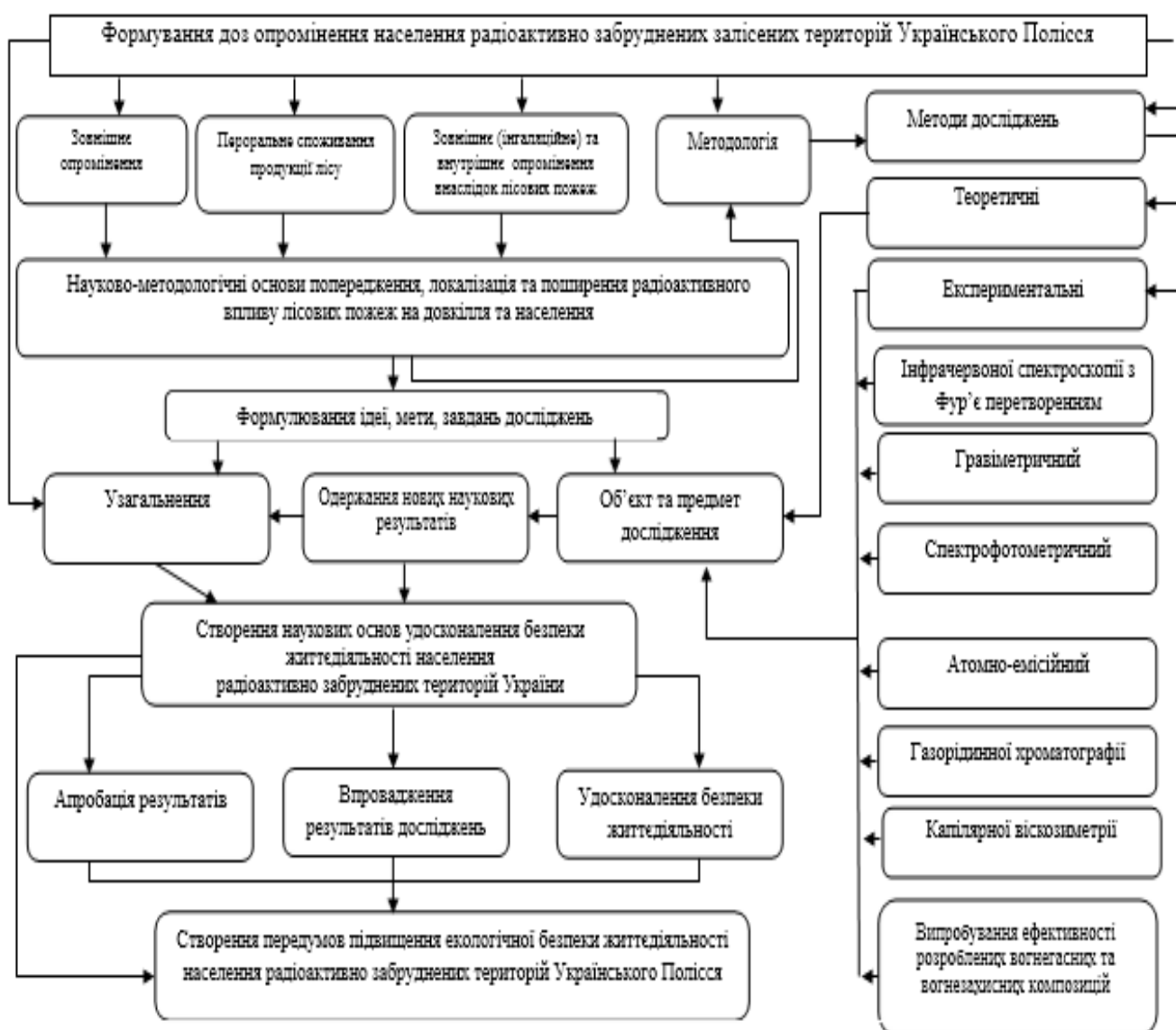


Рис.2.1 – Схематичне зображення методології проведення дисертаційних досліджень

Методологію проведення дисертаційних досліджень визначали на основі багаторівневої декомпозиції методу аналізу ієрархій за Т. Сааті, шляхом моделювання взаємозв'язків між окремими складовими частинами задачі прийняття рішення за допомогою ієрархічної структури з наступним визначенням ваг або пріоритетів альтернатив рішень [189].

Для вирішення практичних завдань враховували якісні характеристики альтернатив, а при прийнятті рішень формалізували завдання та враховували ваговий вплив характеристик на оптимальність вибору рішення [189].

2.2 Природно-техногенні умови Народицького району

Як уже зазначалось, однією з найбільш постраждалих від аварії на ЧАЕС, як за площею забруднених радіонуклідами територій, так і за рівнями опромінення населення є Житомирська область [37-39, 190-192]. В останні роки дози внутрішнього опромінення значно знизились, але й на теперішній час найвищі рівні внутрішнього опромінення мешканців Житомирської області реєструються в населених пунктах Народицького, Овруцького, Лугинського районів [39, 192]. Найвищі рівні внутрішнього опромінення мешканців Житомирської області реєструються в населених пунктах Народицького району [39], який поряд із Чорнобильською зоною відчуження характеризуються діапазоном значень щільності забруднення ^{137}Cs від 1 до $40 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$ ($37\text{--}1\,480 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$) і вище) (рис. 2.2).

Щільність забруднення центральної та північної частин Народицького району не перевищує $5 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$ ($185 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$), за виключенням кількох невеликих плям до $20 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$ ($740 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$) на північному сході (у районі с. Вільча Поліського р-ну) та с. Довгий Ліс на півночі. Найбільшого забруднення зазнала південна та південно-східна частина Народицького району, де потужність радіаційного поля перевищує місцями $100 \text{ Ки}\cdot\text{км}^{-2}$ ($3\,700 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$) (рис.2.3). Основна частина дози внутрішнього опромінення у мешканців населених пунктів Народицького району, зокрема смт Народичі та с. Селець формується за рахунок споживання місцевих продуктів домашнього та лісового господарства [39], що й визначило дану територію об'єктом дослідження з огляду можливих радіаційних дозових навантажень

внаслідок лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях та при використанні продукції лісового господарства.

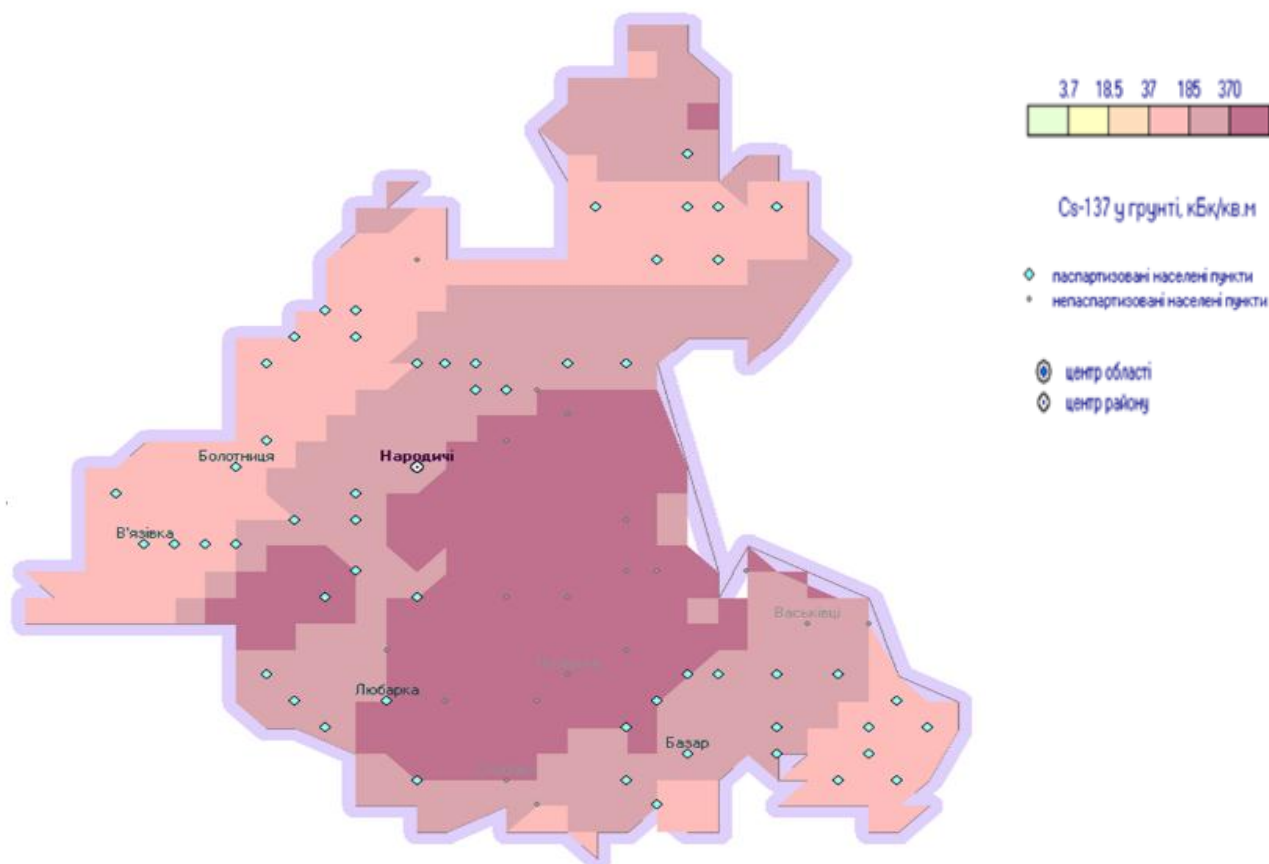


Рис. 2.2 – Карта-схема забруднення території Народицького району Cs-137, сформована НЦРМ АМН України на основі інформації, що надавалась Українським республіканським управлінням з Гідрометеорології (Укргідрометом) в 1986–1993 роках

Ця територія характеризується низовинним рельєфом, широкими заболоченими річковими долинами, позитивним балансом вологи, пануванням дерново-підзолистих і болотних ґрунтів, сформованих переважно на піщаному субстраті, високим рівнем ґрунтових вод, значним поширенням соснових лісів з домішкою широколистих порід. Типовою особливістю Полісся є велика мозаїчність природних територіальних комплексів, що ускладнює сільськогосподарське використання району.

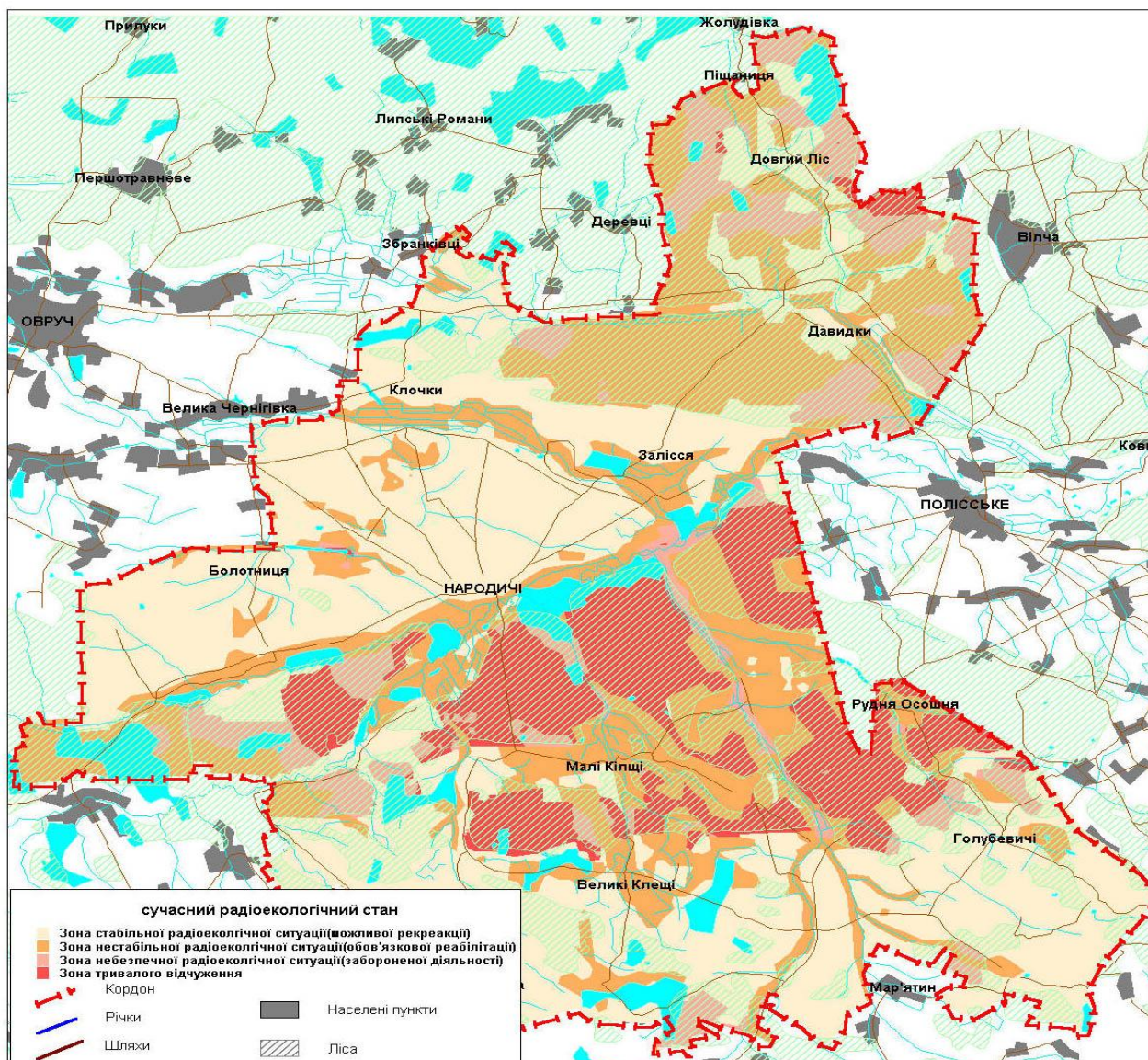


Рис. 2.3 – Карта-схема радіоекологічного стану Народицького району (побудовано за даними авторських досліджень 1996–1998 рр.)

Площа району 1,3 тис. км². На території району розташоване одне селище міського типу (сmt.) – Народичі і 83 сільських населених пунктів. Чисельність населення на 01.01.82 складала 29,9 тис. чоловік, у тому числі 15,5 тис. чол. працездатного населення, з яких 6,6 тис. чол. було зайнято у сільському господарстві. Відповідно до Постанови Кабінету Міністрів України від 23 липня 1991 року № 106, 36 населених пунктів району було віднесено до зони обов'язкового відселення (у тому числі й сам райцентр), 36 – до зони гарантованого добровільного відселення, ще 8 – до зони посиленого радіоекологічного контролю.

Через низку причин було відселено лише частину з них (повністю – 18 сіл), деякі були відселені частково. Станом на 01.01.2018 р. населення району становило 9 501 осіб [39,192].

До Чорнобильської катастрофи основу господарчої діяльності району складало сільськогосподарське виробництво. В рослинництві найбільша питома вага приходилася на картоплю, льон (волокно і насіння), в тваринництві – молочно-м'ясне скотарство. Майже половина території району зайнята лісом, відповідно, одним з основних напрямків господарчої діяльності була лісозаготівля.

Народицький район характеризується помірно-континентальним достатньо вологим кліматом, середньорічна температура повітря складає 6,9 °С. Тривалість активного вегетаційного періоду з температурою, вищою за 10 °С складає 150–160 днів, а безморозного – 180–190 днів. Температурний режим сприяє вирощуванню переважно середньо- та пізньозрілих зернових і зернобобових культур. Середньорічна кількість опадів складає 573 мм, з них 390 мм – у весняно-літній період. Вітри переважають західного напрямку з відхиленням на північний та південний захід. Таким чином, кліматичні умови Народицької зони рекреації характерні для Житомирського Полісся.

Забруднення території Народицького району ^{90}Sr у 25–160 разів нижче, ніж ^{137}Cs , та не перевищує $37 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$. Враховуючи характер забруднення територію Народицького району можна віднести до «цезієвої плями» Чорнобильських конденсаційних випадінь. Систематичне вивчення щільності забруднення території Народицького району ^{90}Sr у післяаварійний період не проводилося У смт Народичі, селах Селець, Мотійки, Христинівка відзначається значне зниження доз внутрішнього опромінення в останні роки, однак вони й зараз знаходяться на рівні 0,3–0,5 мЗв/рік [192].

Аналіз наявної дозиметричної інформації показав, що найвищі рівні внутрішнього опромінення у всі післяаварійні роки реєструвалися у населених пунктах Житомирської області, де згідно з актами законодавства 145 населених пунктів відносяться до зони радіоактивного забруднення [190,191].

2.3 Інструменти дистанційного моніторингу пожеж

Для отримання інформації про загорання лісових масивів та їх площі використано дані супутникового дистанційного зондування Землі, що базуються на аналізі температур в окремих спектральних каналах. Ключовою ознакою пошукового явища є локальне підвищення температури в місці загорання.

Ці дані можуть бути отримані на значних територіях та використані для проведення моніторингу лісових пожеж та їх наслідків. Завданням моніторингу пожеж та їх наслідків є: детектування пожеж, визначення місць загорання; моніторинг і контроль розвитку пожежі; оцінка пожежної небезпеки в межах сезону; прогнозування ризиків виникнення пожеж в довгостроковій перспективі; оцінка наслідків пожеж за рахунок порівняння знімків до та після пожежі, що дає можливість виявити згарище, визначити його площу на поточний час і оцінити нанесений збиток.

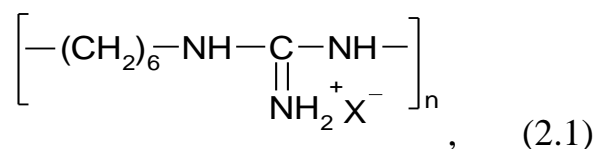
В роботі використовували дані супутникового дистанційного зондування Землі двох типів сенсорів: радіометра видимого інфрачервоного знімання VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite) і спектродіаметра середньої роздільної здатності MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) [109].

VIIRS встановлено на двох супутниках: негеостаціонарному, екологічному супутнику США NOAA-20, який входить до Об'єднаної полярної супутникової системи, призначеної прогнозам погоди та моніторингу клімату, і на супутнику Suomi NPP, який належить Національному управлінню океанічних і атмосферних досліджень США. Вогневий шар VIIRS показує активні виявлення та теплові аномалії для вивчення просторового та часового розповсюдження вогню, та пошуку гарячих точок, для виявлення джерела забруднення від диму, що може мати несприятливі наслідки на здоров'я людини. Дані VIIRS дозволяють виявляти пожежі в режимі реального часу. Продукт VIIRS Fire and Thermal Anomalies доступний у спільному супутнику NASA/NOAA Suomi-National Polar orbiting Partners (S-NPP) та NOAA-20 (JPSS-1). Теплові аномалії представлені у вигляді червоних точок. Номінальний час спостереження (перетинання екватора) для VIIRS S-AEC- 13.30 та 1.30. NOAA-20 працює приблизно на 50 хвилин перед S-AEC. Завдяки своїй

полярній орбіті середні широти піддаються контролю протягом 3-4 разів на день. Інструменти дистанційного моніторингу типу MODIS встановлено на супутниках Terra і Aqua (EOS AM-1) — транс національних науково-дослідних супутниках на сонячно-синхронній орбіті навколо Землі, керування якими здійснює NASA (США). Поверхневі та теплові аномалії MODIS показують активні центри виявлення вогню та теплові аномалії, для виявлення джерела забруднення повітря від диму, що може мати несприятливий вплив на здоров'я людини. Продукт MODIS Fire and Thermal Anomalies доступний із супутників Terra (MOD14) і Aqua (MYD14), а також комбінованого продукту Terra та Aqua (MYD14). Орбіта Terra (MOD14) проходить з півночі на південь через екватор вранці, а Aqua (MYD14) проходить екватор вдень з півдня на північ. Аналіз стану пожежної небезпеки проводили за даними: NASA WorldView [109-110].

2.4 Фізико-хімічні властивості солей полігексаметиленгуанідину

На наш погляд, вирішення важливої народногосподарської проблеми, щодо підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення радіоактивно забруднених територій України, учасників пожежогасіння та довкілля, що створюють передумови зменшення радіоекологічних ризиків та дозових навантажень внаслідок лісових пожеж можливо шляхом застосування полімерної поверхнево-активної речовини (ПАР) гуанідинового ряду, полігексаметиленгуанідину (ПГМГ) у вигляді його сольової форми [186-188, 193]:



(де X – HCl; H₂PO₄⁻; H₂PO₄⁻·2CO(NH₂)₂ n=30-90)

полігексаметилгуанідин гідрохлориду (ПГМГ-ГХ), полігексаметиленгуанідин фосфату (ПГМГФ), полігексаметиленгуанідин фосфат карбаміду (ПГМГ-ФК), що серійно виготовляються в Україні під торговими назвами «Акватон», «Гембар», ФСГ-1.

До переваг солей полігуанідину належить відсутність летючості, хороша розчинність у воді, відсутність запаху, кольору, не агресивність до різних матеріалів, біологічна розчинність і безпека для навколишнього середовища. Крім цього солі ПГМГ є інгібітором біокорозії металевого обладнання, що запобігає утворенню біоплівки, усуває компоненти біоценозу, що накопичилися в старих трубопроводах [194-196].

У роботі використовували катіонні полімерні поверхнево-активні речовини гуанідинового ряду: полігексаметиленгуанідин гідрохлорид (ПГМГ-ГХ) («Акватон-10») виробництва Товариства з обмеженою відповідальністю Науково-технологічний центр «Укрводбезпека» м. Київ; полігексаметиленгуанідин гідрофосфат (ПГМГ-ГФ) («Гембар») виробництва Товариства з обмеженою відповідальністю Науково-технологічний центр «Укрводбезпека» м. Київ; дезінфекційний засіб «Тонік антисептичний «Біоцид плюс»» виробництва Товариства з обмеженою відповідальністю «Біоцид», що містить 0,5% полігексаметиленгуанідин гідрохлориду (ПГМГ-ГХ), екстракт ромашки та інші функціональні добавки; дезінфекційний засіб «Полідез» виробництва Товариства з обмеженою відповідальністю Науково-технологічний центр «Вербена», що містить 1,5% полігексаметиленгуанідин гідрохлориду (ПГМГ-ГХ), алкілдиметилбензиламонію хлорид (ЧАС) – 1,5%, допоміжні речовини; полігексаметиленгуанідин фосфат карбамід (ПГМГ-ФК) торгова назва ФСГ-1 виробництва Товариства з обмеженою відповідальністю «Захист-Центр» м. Київ.

ПГМГ-ГХ – це лінійний полімер з молекулярною масою 7000-11000 а.о.м., що представляє собою прозору добре розчинну у воді склоподібну масу. ПГМГ-ГХ – це унікальний дезінфікуючий засіб [193].

Використані полімери виготовляються промисловими підприємствами України та інших держав, відносяться до «біологічно м'яких» ПАВ, що відповідає високим екологічним вимогам охорони навколишнього середовища і раціонального використання природних ресурсів [194].

Використаний ПГМГ має такі фізико-хімічні показники: зовнішній вигляд – тверда скловидна напівпрозора маса жовтуватого забарвлення; розчинність у воді

– повна; рН 5%-ного водного розчину – 9,0; температура розм'якшення - 152°C; в'язкість приведена, см³/г – 0,071; вміст основної речовини, мас % – 98,6; вміст залишкового мономеру ГМДА, мас % - 0,11, розчинний у воді (~50%), гірше – у спиртах. Водні розчини ПГМГ з концентрацією >20% структуруються за температури нижче 15 °С і рН>5. ПГМГ є високомолекулярним катіонним поліелектролітом та більш сильною органічною основою (рK_a~13,5) [193].

ПГМГ полімер, який проявляє властивості амінів і разом з тим має властивості катіонної поверхнево-активної речовини, під час протонування гуанідину утворюється катіон гуанідинію, у якому позитивний заряд рівномірно розподілений між трьома атомами нітрогену (рис. 2.4) [193]:

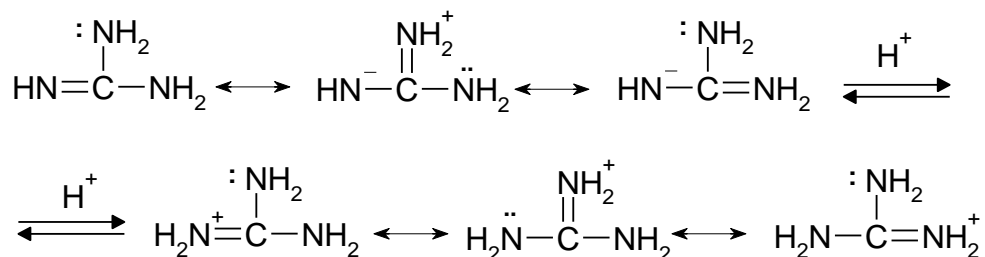


Рис. 2.4. – Схема утворення катіону гуанідинію, у якому позитивний заряд рівномірно розподілений між трьома атомами Нітрогену

Низька токсичність гуанідинових сполук для людини пояснюється тим, що в організмі теплокровних присутні ферментні системи, які здатні викликати деградацію полімеру [193]:

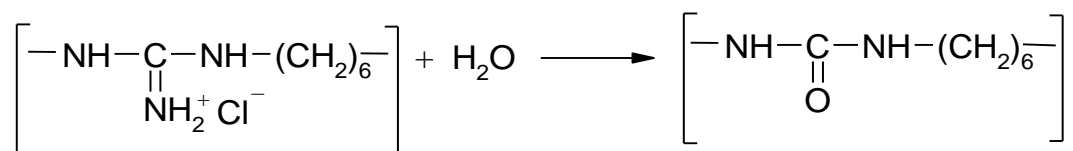


Рис. 2.5 – Схема гідролізу гуанідинових сполук з перетворенням їх в сечовинні

Гуанідинові полімери мають досить широкий спектр біоцидної активності: вони надають бактерицидну, фунгіцидну, пестицидну, інсектицидну дію [193].

Солі ПГМГ одночасно проявляють властивості поліелектролітів та четвертинних амонійних солей, що здатні існувати у вигляді стійких йонів (катіонів). В молекулі ПГМГ катіон стабілізований сильніше, ніж нейтральна молекула, тому протонування в цілому виявляється «енергетично вигідним» [193].

Солі ПГМГ, як високомолекулярні похідні специфічної азотистої сполуки – гуанідину, відноситься до класу сильних поліоснов та є катіонною поверхнево-активною речовиною та поліелектролітом, що містить іоногенні гуанідинові та гексаметиленові групи, які обумовлюють здатність до адсорбції на границі розподілу фаз та зменшення поверхневого натягу води.

Солі ПГМГ здатні впливати на процес горіння і відповідають визначеним вимогам екологічно прийнятних речовин [197], до яких запропоновано віднести такі речовини або однорідні суміші, які за своїми фізико-хімічними властивостями придатні до застосування в технічних засобах задля припинення горіння, а за ступенем дії на організм відносяться до помірно небезпечних або малонебезпечних, та під час взаємодії з полум'ям або термічного розкладу не утворюють шкідливих речовин у концентраціях, небезпечних для живих істот і довкілля [197]. Екологічно прийнятними технологіями застосування вогнегасних речовин запропоновано вважати подавання їх технічними засобами до досягнення ліквідування пожеж, під час яких в атмосферному повітрі, ґрунтах та водоймах не накопичуються шкідливі речовини у концентраціях, небезпечних для живих істот і довкілля [197].

Таким чином, солі ПГМГ здатні впливати на процес горіння і відповідають визначеним вимогам екологічно прийнятних речовин, що дає підстави розвитку принципово нових підходів для попередження, локалізації й ліквідації лісових та торф'яних пожеж. Для дослідження співвідношення запропонованих екологічно прийнятних вогнегасних та вогнезахисних композицій застосовували фізико-хімічні методи аналізу.

2.5 Дослідження сорбційних властивостей солей полігексаметиленгуанідину

Для зменшення негативних властивостей деревини (набухання,

розтріскування, горіння, гниття тощо) використовують спосіб модифікування її за допомогою певних хімічних речовин. Особливістю модифікування є те, що модифікатор не просто заповнює вільний простір в деревині, а взаємодіє з її компонентами. В якості модифікатора використовували солі полігексаметиленгуанідину (ПГМГ) [198-200].

Сорбцію модифікатора проводили в статичному режимі. Для цього в конічні колби об'ємом 50 см³ з притертими пробками вносили 0,3-0,5 г біомаси у вигляді подрібненої стружки (береза, дуб, сосна) і додавали 25 см³ розчину, який містив ПГМГ. Колби закривали пробками і перемішували за кімнатної температури протягом часу, необхідного для встановлення сорбційної рівноваги, що складає не більше 3-5 хв. Стружку відділяли фільтруванням. Рівноважні концентрації ПГМГ визначали спектрофотометрично з еозином-Н за рН=9,8, використовуючи кювети l=1см при $\lambda = 540$ нм. Для цього в мірні колби на 25 см³ вносили 2 см³ розчину еозину, додавали 5 см³ буферного розчину, вносили аліквоту ПГМГ і доводили до мітки буферним розчином [193]. Концентрацію ПГМГ у фазі сорбенту розраховували за різницею між вихідною і рівноважною концентрацією у водній фазі. Ступінь адсорбції ПГМГ розраховували за формулою:

$$R = (m_{\text{ads}}/m_0) \cdot 100\% = (m_0 - [m]/m_0) \cdot 100\% \quad (2.2),$$

де m_0 - маса ПГМГ у вихідному розчині, m_{ads} - маса адсорбованого ПГМГ, $[m]$ - маса ПГМГ-ГФ у рівноважному розчині після адсорбції [201].

Аналогічно модифікування проводили на поверхні силікагелю, торфу Ірдинського родовища, бентонітових глин Дашуківського родовища.

В роботі використовували силікагель Silika 60 фірми «Merck», питома площа поверхні ~ 260 м²/г, середнім діаметром пор 12 нм, фракція 0,06-0,16 мм. Рівноважну концентрацію металів, послідовно модифікованих на поверхню отриманих сорбентів, визначали атомно-емісійним методом на оптичному емісійному спектрометрі з індуктивно-зв'язаною плазмою «Спектрофлейм Модула», призначеному для одночасного та послідовного багатоелементного аналізу. Для вимірювання спектрів дифузного відбиття використовували зразки масою 0,2-0,5 г сорбенту, використовуючи вологі щойно приготовлені зразки. Для

одержання спектрів дифузного відбиття використовували спектрофотометр Specord M-40.

Для проведення сорбції в динамічному режимі використовували колонки діаметром 0,5 см в які поміщали 0,3 г силікагелю, пропускали розчин ПАР, потім пропускали розчин досліджуваного елемента з барвником на фоні розчину кислоти. Надлишок барвника промивали 10-20см³ розчину кислоти. Швидкість пропускання досліджуваного розчину металу, а також розчину ПАР становила ≤ 3 см³/хв. Концентрацію досліджуваного компонента в розчині визначали по висоті забарвленої зони. Вимірювання початкових і рівноважних значень рН проводились з використанням універсального іономіру «Иономер И-130.2М.1».

В роботі були використані глини четвертого горизонту Дашуківського родовища Черкаської області. Мінеральний склад продуктивної товщі четвертого горизонту досліджуваних глин являє собою полімінеральну глину, утворену монтморилонітом і палигорськітом у співвідношенні 1:1 (загальна кількість — 80 – 85 %) та домішками кальциту, кварцу. Хімічний склад використаних в дослідженнях глин Черкаського родовища наведено у таблиці 2.1

Таблиця 2.1 - Усереднений хімічний склад глин Дашуківського кар'єру (у мас. %)

SiO ₂	Al ₂ O ₃	TiO ₂	Fe ₂ O ₃	FeO	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	SO ₃
58,89	11,05	0,55	6,24	0,2	0,18	1,31	4,47	0,44	1,14	0,15
P ₂ O ₅	В.п.п.	Сума	H ₂ O + адсорбція							
0,06	11,35	98,7	10,17							

2.6 Термічний аналіз методами диференційно-термічного, диференційно-термогравіметричного і термогравіметричного аналізу

Інформацію про фізичні та хімічні перетворення, які відбуваються в речовині внаслідок нагрівання і згорання дозволяють отримати методи термографії: диференційно-термічного аналізу (ДТА), диференційно-термогравіметричного (ДТГ) і термогравіметричного (ТГ). Досліджуваний зразок і інертний еталон з

відомими теплофізичними властивостями поміщають в ідентичні умови теплообміну з навколишнім середовищем, де змінюється температура за лінійним законом. В процесі нагрівання між еталоном і зразком встановлюється різниця температур, чим вона більша, тим більше відмінність їх теплоємність. Перетворення в досліджуваній речовині призводять до зміни різниці температур в залежності від того ендотермічні чи екзотермічні відбуваються перетворення [186].

Фіксування зміни маси зразка за рахунок хімічних і фізичних перетворень одночасно із записом термічних ефектів дає більш глибоку інформацію про процеси, що відбуваються в речовині. Аналіз зразків проводили на дериватографі «С» фірми МОМ в повітряно -статичних умовах, в режимі лінійного підйому температури до $1000\text{ }^{\circ}\text{C}$ зі швидкістю $10\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{хв}$ (еталон $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$). Ці умови близькі умов горіння під час пожежі. Ефекти, відображені на кривих, дозволяють судити про характер термоокиснення під час горіння. В діапазоні температур $20\text{-}285\text{ }^{\circ}\text{C}$ помітних теплових ефектів на кривих ДТА та ДТГ не спостерігається. Загальна втрата маси в цьому температурному інтервалі складає $6,8\text{ мас. \%}$ [186]. Втрата маси стає помітною за температур, вищих за $285\text{ }^{\circ}\text{C}$ (крива ТГ) (рис. 2.6). Так, при $320\text{ }^{\circ}\text{C}$ втрата маси складає вже 9 мас. \% . Подальше нагрівання призводить до інтенсивного розкладу ПГМГ і характеризується трьома піками, що перекриваються (крива ДТГ) (рис.2.6.) за температури 380°C , 440 і 510°C . Два мінімуми на кривій ДТГ (в інтервалі $305\text{-}420^{\circ}\text{C}$) співпадають із максимумами ендотермічних ефектів, що фіксуються на кривій ДТА в даному інтервалі температур за температури 380°C , і є наслідком термічної деструкції (піролізу) ПГМГ. Втрата маси за температури 420°C досягає $66,4\text{ мас. \%}$ [186].

Піки на кривій ДТГ при 440 та 510°C характеризують, переважно, процеси окиснення (горіння) органічних продуктів. Відповідний сильний екзотермічний ефект на кривій ДТА з максимумом за температури 510°C фіксується в інтервалі температур $450\text{-}530^{\circ}\text{C}$. Після закінчення цієї стадії втрата маси складає $98,4\text{ мас. \%}$. Подальше нагрівання зразка до 700°C веде до повного вигорання карбонізованого залишку [186]. ПГМГ є водорозчинним полімером.

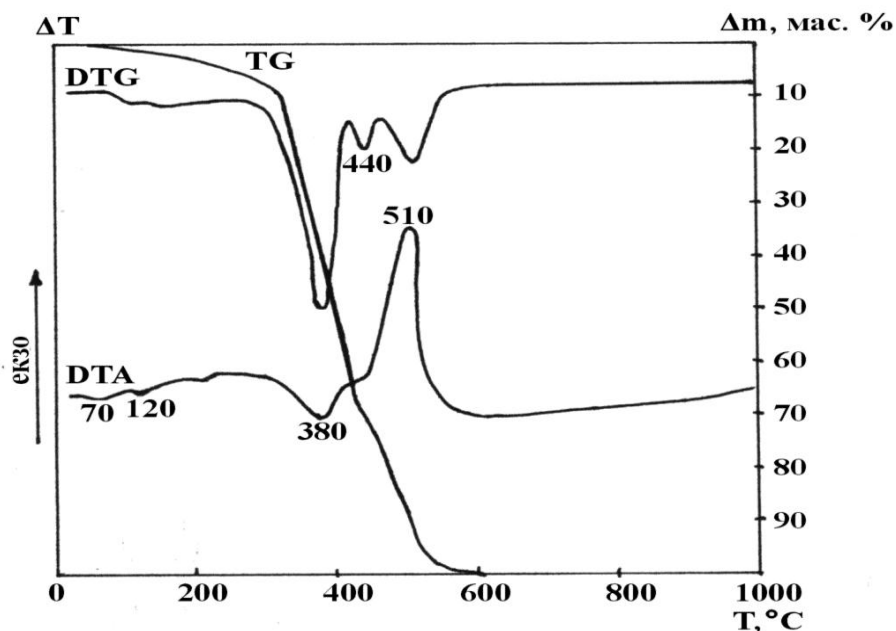


Рис. 2.6 – Криві термічного аналізу ПГМГ.

Відомо, що розчиненню полімеру передуює стадія набухання, яка є лімітуючою в технологічному процесі одержання розчинів полімерів. Під час набухання відбуваються конформаційні зміни макромолекул полімеру, інтенсивність яких залежить від природи полімеру і розчинника, ступеню набухання та дії інших факторів [186]. Повне набухання водорозчинного полімеру має місце вже при контакті полімеру з парами води. Для більш детального вивчення поглинання полімером води при зберіганні його на повітрі та в насиченій парами води атмосфері авторами [186] проведений порівняльний повний термічний аналіз зразків ПГМГ.

Для зразка ПГМГ, що зберігався в атмосфері повітря протягом 12 місяців, на кривій ДТА (рис. 2.7, а) присутні три ендотермічні ефекти: при 68°C, 114°C та 197°C, яким відповідають мінімуми на кривій ДТГ при тих же температурах. Втрата маси в інтервалі 20–80°C складає 0,8 мас. %, а в інтервалі 20–140°C – 1,9 мас. %, в інтервалі 20–220°C – 3,5 мас. %. Як видно з наведених даних, під час зберігання полімеру збільшується кількість летких речовин, що виділяються з об'єму зразка в інтервалі температур 50–250°C. У щойно синтезованого зразка ПГМГ цього не спостерігається. Можна вважати, що основну масу летких

продуктів складає сорбована полімером вода з повітря, яка накопичилась в полімерному зразку під час зберігання останнього.

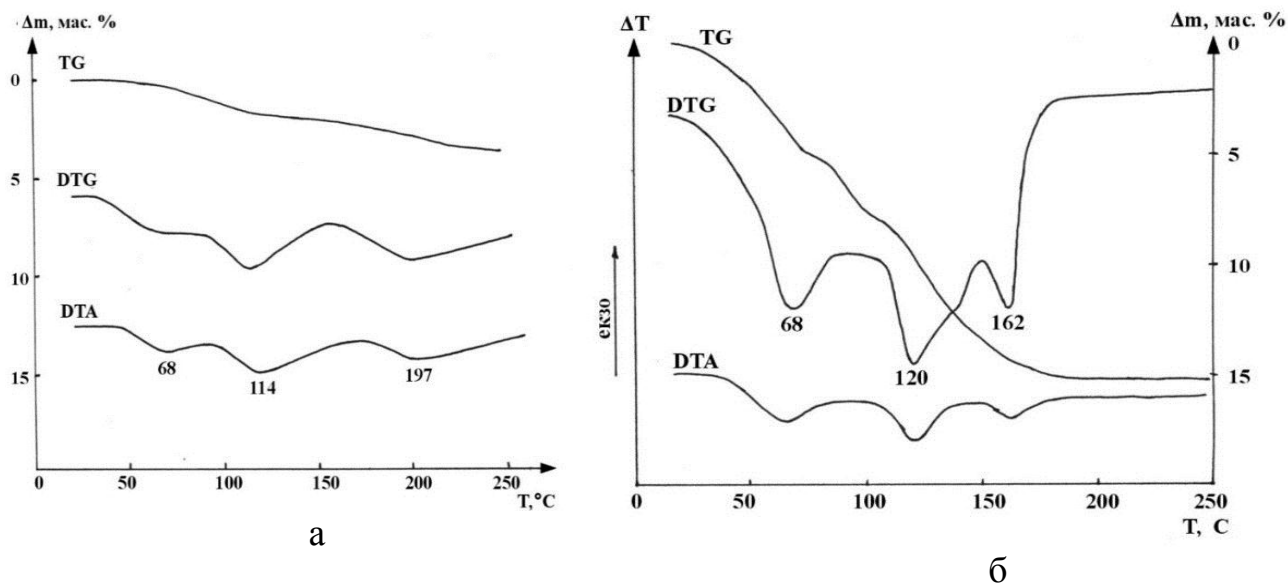


Рис. 2.7. –Криві термічного аналізу ПГМГ після зберігання його протягом 12 місяців в атмосфері повітря (а) та після набухання в парах води протягом 2 місяців (б).

Для зразка ПГМГ, що зберігався протягом 2 місяців в парах води (рис. 2.7, б) на кривій ДТА також присутні три ендотермічні ефекти за 68°C, 120°C та 162°C, яким відповідають мінімуми на кривій ДТГ за тих же температур. Втрата маси в інтервалі 20–84°C складає 5,2 мас. %, в інтервалі 20–155°C – 13,8 мас. %, а в інтервалі 20–200°C – 15,3 мас. % [186]. Порівняння кривих ТГ для зразка ПГМГ, що зберігався в атмосфері повітря, (див. рис. 2.7, а) та набухлого (див. рис.2.7, б), показує, що для першого зразка ПГМГ в інтервалі температур (20–80°C) втрата маси незначна (0,8–0,9 мас. %), а для набухлого зразка ПГМГ крива ТГ показує, що ця втрата суттєва. Це свідчить, що в другому зразку суттєво збільшена кількість поглиненої води, яка виділяється з об'єму в цьому інтервалі температур. Ендотермічний ефект при 120°C, ймовірно, пов'язаний з видаленням фізично сорбованої води. Втрата маси за температур 150–200°C незначна для обох зразків.

На основі проведеного термічного аналізу рекомендовано зберігати ПГМГ без контакту з парами води. Якщо ж полімер сорбував значну кількість води, то його

обов'язково слід висушити або визначити вміст води для врахування її кількості в розрахунках рецептури композицій на основі солей ПГМГ.

Основна втрата маси ПГМГ, адсорбованого на поверхні, що містить гідроксильні групи, відбувається в інтервалі температур 360-700°C в результаті розкладання модифікованого шару полімеру. Розм'якшення зразка ПГМГ починається за температури 145°C. Інтервал розм'якшення складає 145–168°C. Самозагорання зразка полімеру відбувається за температури 425°C. В інтервалі температур 25 – 350°C ПГМГ є термостійким полімером.

2.7 Інфрачервоний спектроскопічний аналіз з Фур'є перетворенням

Одним із інформативних сучасних методів дослідження природної сировини (лісових горючих матеріалів, тирси, бентоніту) є інфрачервона спектроскопія (ІЧ) з Фур'є перетворенням. В основі отримання інфрачервоних (ІЧ) спектрів з Фур'є перетворенням лежить пряме поглинання світла при проходженні через шар речовини [202]. Запис ІЧ-спектра з Фур'є перетворенням представляє собою залежність поглинання світла (%) від частоти хвилі (cm^{-1}). Кількість речовини, що необхідна для отримання ІЧ-спектра, становить 0,5-2 мг [203]. Характеристичні валентні коливання певних структурних елементів молекул (С-Н, О-Н, N-Н, С = О, С = С тощо), мають в різних речовинах практично постійну частоту, яка незначно змінюється при взаємодії з іншою частиною молекули. Валентні коливання зв'язків С-С, С-N, N-O і деформаційні коливання С-Н знаходяться в області 400-4000 cm^{-1} , різко реагують на зміни в структурі молекули і для кожної речовини утворюють свій набір смуг. Співпадіння ІЧ-спектрів досліджуваних зразків є доказом їхньої ідентичності [204].

Записування ІЧ-спектрів з Фур'є перетворенням проводили з використанням інфрачервоного спектрометра (ІЧ) фірми Bruker Vertex 70 (Німеччина) з приставкою Platinum ATR з елементом порушеного повного внутрішнього відбиття (алмазне вікно). Програмне забезпечення OPUS 65 дозволяє реєструвати і обробляти FTIR спектри у діапазоні довжин хвиль 400-4500 cm^{-1} з точністю вимірювання 0,5 cm^{-1} .

ІЧ-спектр ПГМГ характеризується наявністю смуг поглинання: 2920, 2860 і 1470 cm^{-1} , що відповідають метильній і метиленовій групам; 3220–3240 cm^{-1} , що відповідають аміногрупам; 1650 cm^{-1} імінних груп гуанідину [205].

2.8 Визначення вогнезахисної ефективності запропонованих композицій на основі солей полігексаметиленгуанідину

Аналіз статистичних даних показав, що найбільш частіше виникають низові пожежі, які поступово переходять у верхові. Тому в даній роботі лабораторним випробуванням піддалися зразки біомаси лісових горючих матеріалів з соснового лісу у вигляді гілок, хвої лісової підстилки згідно ГОСТ 16363-98 [206].

Вогнезахисну ефективність оброблених солями ПГМГ зразків біомаси лісових горючих матеріалів визначали за двома параметрами: втрати маси лісових горючих матеріалів; лінійної швидкістю поширення горіння [207].

Визначення втрати маси лісових горючих матеріалів проводили гравіметричним методом. Випробування проводили на повітряно-сухій деревині. Зразки для випробувань не повинні мати видимих вад (сучки, тріщини, пошкодження дереворуйнівними грибками). Зразки деревини були виготовлені прямокутної форми з поперечним перерізом 10×10 мм та довжиною 150 мм. Відхилення від розмірів можуть бути не більше ± 1 мм. Зразки деревини перед нанесенням вогнезахисного препарату доводили до постійної маси в термостаті за температури $45 \pm 2^\circ\text{C}$ [206]. Термостатування зразків деревини зупиняли, якщо їх зміна маси між двома послідовними зважуваннями, проведеними з інтервалом у 2 год, становила менше 0,2 г. Оброблення зразків проводили не пізніше, ніж через 30 хв після термостатування або до початку випробувань зразки поміщали в ексікатор. Втрату маси зразка Р, % визначали з точністю до 0,1 % за формулою:

$$P = ((m_1 - m_2) \cdot 100\%) / m_1 \quad (2.3),$$

де: m_1 – маса зразка до випробувань, г; m_2 – маса зразка після випробувань, г.

Для розрахунків використовували середнє значення трьох послідовних визначень.

Лінійну швидкість поширення полум'я по поверхні горючого матеріалу

визначали за співвідношенням (v_l , м/хв) [207]:

$$v_l = R \Delta\tau \quad (2.4),$$

де R – радіус або довжина розповсюдження фронту полум'я в даному напрямку, м;
 $\Delta\tau$ – час поширення фронту полум'я, хв.

2.9 Визначення показників водної вогнегасної речовини

Для досліджень використовували водопровідну воду (загальної твердості 3,70 мгекв/дм³) та водні розчини полігексаметиленгуанідину. Експериментальні водні розчини готували розчиненням точних наважок солей ПГМГ у дистильованій воді, розчини залишали на 24 години за температури 25±5 °С до повного розчинення. Визначення критеріїв ефективності водної вогнегасної речовини проводили з використанням водного вогнегасника ВВШ-9 (виробництва «Макіївський завод «Факел», м. Київ) проводили згідно [208, 209]. Для цього визначали дальність подачі, час викиду заряду, час гасіння модельного осередку пожежі класу 1А [209]. Модельний осередок пожежі класу 1А формували згідно [208, 210, 211] зі штабелю соснових брусків з поперечним перерізом у вигляді квадрату зі стороною 40 мм і вологістю 10-14 % (рис. 2.8)

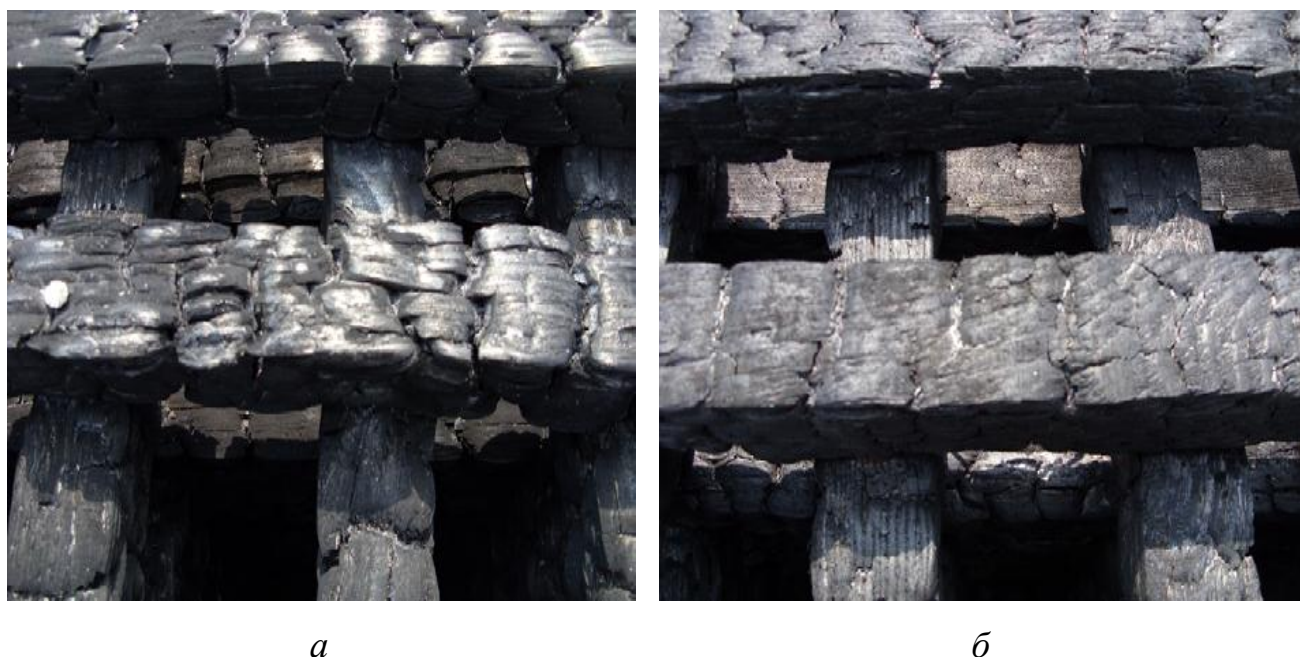


Рис.2.8 - Фото модельних осередків пожежі класу 1А після гасіння водою (а) і ПГМГ-ФК (б).

Визначення критеріїв ефективності визначали по кількості маси водної вогнегасної речовини необхідної для на гасіння модельного вогнища класу 1А (рис.2.9) [188, 210, 211]. Допустима розбіжність між результатами повторних випробувань, не перевищувала $\pm 15\%$ відносно середнього арифметичного значення [209]. Показник вогнегасної здатності за класом пожежі А(Q_A), кг/м², розраховували за формулою [209]:

$$Q_A = \frac{m_1 - m_2}{S} \quad (2.5),$$

де m_1 – маса корпусу вогнегасника із водною вогнегасною речовиною до гасіння, кг; m_2 – маса корпусу вогнегасника із водною вогнегасною речовиною після гасіння, кг; S - площа вільної поверхні модельного вогнища 1А, яка дорівнює 6,7 м².

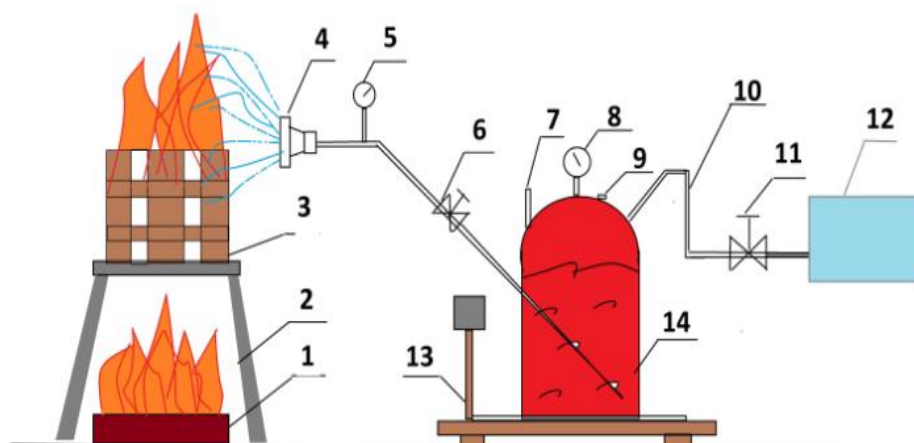


Рис. 2.9 – Схема установки для визначення відносної вогнегасної ефективності води та досліджуваних водних вогнегасних засобів під час гасіння модельного осередку пожежі класу А: 1-металеве деко для горючої рідини; 2-металевий штатив; 3-модельний осередок пожежі класу А; 4 - розпилювач водної вогнегасної речовини; 5, 8-манометри; 6,11-запірні крани; 7-запобіжний клапан; 9-горловина для заряджання ємності вогнегасною речовиною; 10-з'єднувальні трубопроводи; 12-компресор; 13-ваги; 14-ємність для вогнегасної речовини.

Масу вогнегасників вимірювали за допомогою терезів з похибкою вимірювання $\pm 0,1$ кг. Масу вогнегасної речовини на гасіння визначали за формулою [211]:

$$\Delta m = m_1 - m_2, \quad (2.6)$$

де m_1 – маса корпусу вогнегасника із водною вогнегасною речовиною до гасіння (кг); m_2 – маса корпусу вогнегасника із водною вогнегасною речовиною після гасіння, (кг) [211].

Відносну вогнегасну ефективність Z визначали за формулою:

$$Z = \Delta m_v / \Delta m_{\text{ВВР}}, \quad (2.7)$$

де Δm_v – маса води, яку було витрачено на гасіння модельного вогнища пожежі класу А (кг); $\Delta m_{\text{ВВР}}$ – маса водної вогнегасної речовини, яку було витрачено на гасіння модельного вогнища пожежі класу А (кг).

Визначення ефективності роботи систем водяного пожежогасіння з використанням запропонованих розчинів солей полігексаметиленгуанідину проводили з використанням насосної установки (рис.2.10) [194].

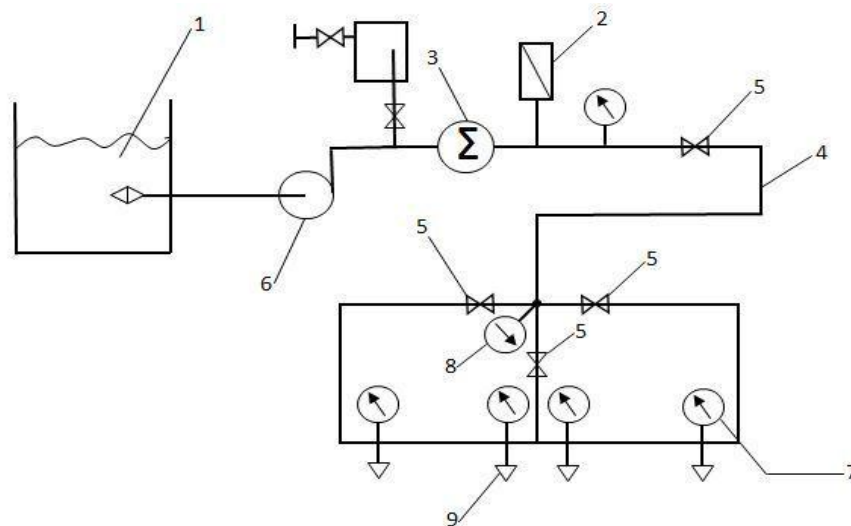


Рис. 2.10 - Схема насосної установки: 1 – мірна ємність для забору води (водної вогнегасної речовини) об'ємом 1 м³; 2 – аналоговий перетворювач тиску; 3 – перетворювач витрати рідини; 4 – труба водопровідна ПЕ 80 Ø35; 5 – вентиль Ø50 мм; 6 – насос центробіжний; 7,8 – манометри; 9 – дренаж Ø 8-10 мм

Насосна установка складається із силового модуля (1-6), модуля позиціонування ствола, системи трубопроводів із зрошувачами, живильних та розподільчих рукавів, ємності для води та водних розчинів. Насосна установка включає в себе асинхронний трифазний електричний двигун потужністю 18 кВт та

відцентровий рідинний насос, що може забезпечити витрати до 800 л/хв з напором до 100 м. Установка дозволяє проводити дослідження пов'язані з течією в'язких рідин в насадках різного типу та пожежних стволах (2.11) [194].



Рис. 2.11 -Фото установки для дослідження ефективності водних вогнегасних речовин

Установка складається з системи пластикових трубопроводів з розміщеними на ній дренчерними зрошувачами. Подачу води до зрошувачів забезпечує відцентровий насос з ємності місткістю 1 м³. Вода подається в кільцеву мережу до встановлених на ній зрошувачів. Умовний прохід зрошувачів може змінюватись і становить 8 або 10мм.

Насосна установка, через гідравлічну систему (витратомір, датчик тиску, напірні трубопроводи) зв'язана із насадками (пожежними стволами), які можуть бути встановлені під різними кутами нахилу, по відношенню до горизонту, за допомогою спеціальної системи точного позиціонування пожежного ствола. Приладна техніка, що використовувалася в системі керування насосною установкою, дозволила провести вимірювання основних параметрів потоку в живильному трубопроводі в залежності від параметрів отриманих струменів (коефіцієнти швидкості і витрати). Дослідження проводились в два етапи.

На першому етапі досліджували зміни тиску в насадках від фіксованих витрат вздовж трубопроводу, що відтворює гідравлічні розгалужені системи водяного автоматичного пожежогасіння [194].

Величину тиску визначали за допомогою манометрів, що встановлені навпроти насадок (дренчерів). Витрати водної вогнегасної речовини з дренчерних зрошувачів вимірювали об'ємним методом з використанням насосної установки (рис. 2.12).



Рис. 2.12 - Фото установки для дослідження ефективності водних вогнегасних речовин

На другому етапі визначали витрати водопровідної води та водної вогнегасної речовини з використанням ручного пожежного ствола РСК-50. Водні вогнегасні речовини готували шляхом змішування водопровідної води із заздалегідь приготовленими концентрованими водними розчинами ПГМГ-ГХ відомої концентрації у ємності для забору води насосної установки. Вода та водні вогнегасні речовини подавалися насосом з ємності для забору води по рукавній лінії діаметром 125 мм, яка була зібрана з напірно-всмоктуючих пожежних рукавів (ГОСТ 7877- 75) до дренчерних зрошувачів встановлених на відстані 1, 5, 9, 13 м. Пожежний ствол РСК-50 під'єднували до насосної установки та ємності для забору води (водної вогнегасної речовини) об'ємом 1 м³.

2.10. Визначення корозійної активності солей полігексаметиленгуанідину

Дослідження корозійних властивості солей ПГМГ проводили з використанням зразків сталі Ст.3 та 40Х гравіметричним методом. Для цього визначали втрату середньої маси з одиниці площі металевих пластин під час їх експонування у

досліджуваному водному розчині. Попередні візуальні дослідження показали, що присутність ПГМГ у розчині значно впливає на поведінку сталевих зразків. На відміну від контрольних зразків, які знаходилися у водопровідній воді і були уражені корозією та мали коричневий колір, зразки, які витримувалися в розчинах ПГМГ, мали первісний вигляд і зберегли металевий блиск.

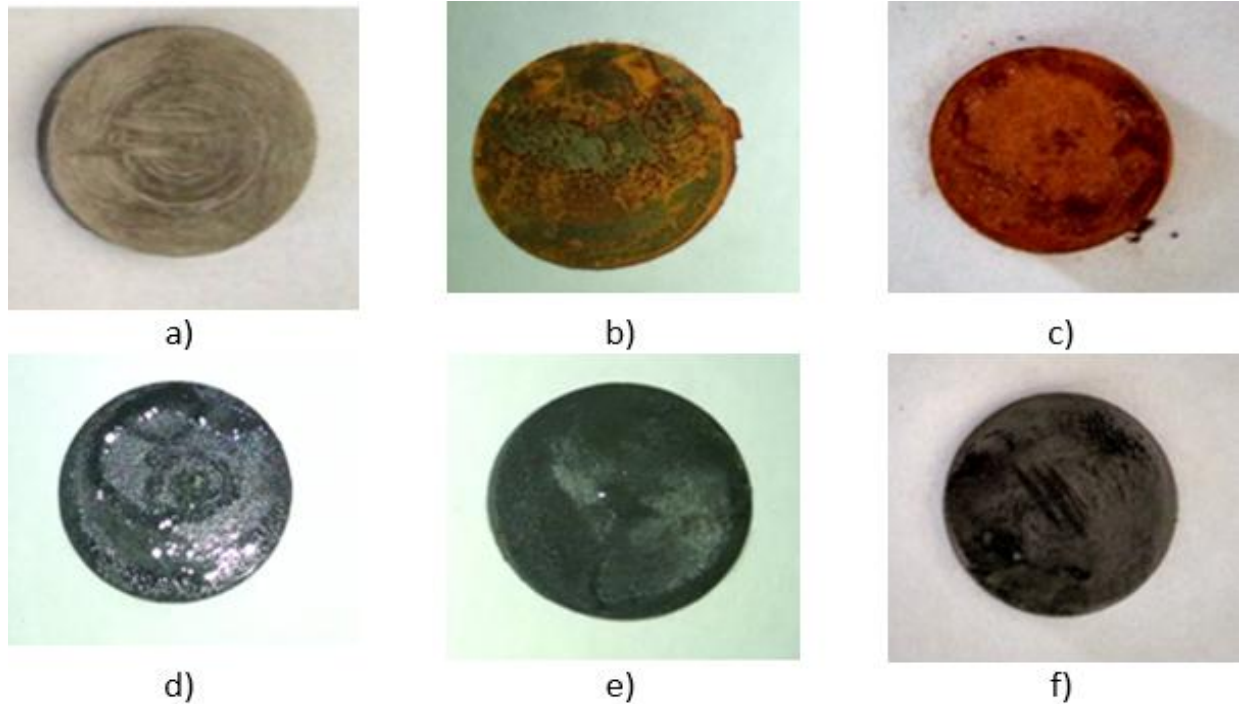


Рис. 2.13 – Вигляд зразків сталі 40Х, що перебували у водопровідній воді 30 діб (b); 40 діб (c), зразок перебував у розчині ПГМГ- гідрофосфату молярної маси 5000-6000 а.о.м. 40 діб (d), зразок перебував у розчині ПГМГ- гідрофосфату молярної маси 7000-8000 а.о.м. (e), зразок перебував у розчині ПГМГ-гідрофосфату молярної маси 10000-11000 а.о.м. 40 діб (f); а - зразок порівняння

Середню питому швидкість втрати маси пластини ($\text{кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{с})$) розраховували за формулою [195]:

$$v = \frac{\rho}{S \cdot t} \quad (2.8)$$

де - ρ втрата маси пластини, кг; S - площа поверхні контакту пластини з розчином вогнегасної речовини, м^2 ; t - тривалість експозиції пластини в розчині вогнегасної речовини, с.

2.11 Аналіз продуктів згорання методом газової хроматографії

Для оцінки екологічної безпечності використання запропонованих гуанідинових сполук, методом газової хроматографії проведено кількісне визначення основних продуктів термодеструкції солей ПГМГ (таблиця 2.2) [186].

Таблиця 2.2–Основні продукти термодеструкції ПГМГ

№ п/п	Продукти термодеструкції ПГМГ	Маса продукту, що утворюється при згоранні 1 кг ПГМГ, г/кг
1	Карбон (II) оксид	1,5
2	Карбон (IV) оксид	118
3	Амоніак	0,015
4	Ціанідна кислота	0,0
5	Хлоридна кислота	0,72
6	Формальдегід	0,0
7	Оксиди нітрогену	0,42
8	Спирти, кислоти та інші сполуки, що мають ОН-групи	0,24

Під час термодеструкції ПГМГ-ГХ утворюються такі сполуки (ідентифікація за мас-спектром): вода, метан, етан, пропан, етилен, пропілен, аміак, ізобутан, 1-бутен, н-бутен, 2-бутен (транс-), 2-бутен (цис-), ацетонітрил, 2-метилбутан, 1-пентен, 2-метил-1-бутен, н-пентан, 2-пентен (транс-), 2-пентен (цис-), 2-метил-2-бутен. З переліку видно, що високотоксичні органічні сполуки при термодеструкції ПГМГ не утворюються. Кількісне визначення основних продуктів термодеструкції ПГМГ показало, що основним продуктом термодеструкції ПГМГ є карбон (IV) оксид. Характерно, що в переліку продуктів деструкції ПГМГ відсутні гази кислоти природи (CO_2 , NO_2 , HCl) [186]. Не виявлено ціанідну кислоту та формальдегід. В процесі його піролізу високотоксичні органічні сполуки не утворюються [186].

Газохроматографічними дослідженнями аналізу летких продуктів піролізу вогнезахищених зразків виявлено збільшення негорючих газів у 1,61 рази та зменшення вмісту горючих у 3,44 рази (таблиця 2.3).

Таблиця 2.3 - Результати газохроматографічного аналізу продуктів термодеструкції соснових зразків деревини (необроблених та оброблених 35% розчином ФСГ-1 шляхом обприскування)

Речовина	Вміст речовин в летких продуктах деструкції, %	
	Соснові зразки необроблені	Соснові зразки оброблені (ФСГ-1) 35% розчином обприскуванням
CO	38,98	12,32
CO ₂	52,78	59,27
CH ₄	5,12	0,21
C ₂ H ₆ +C ₂ H ₄	0,48	0,18
C ₃ H ₈	0,29	0,15
C ₃ H ₆	0,36	0,17
H ₂	0,76	0,29
O ₂	0,29	0,11
N ₂	0,94	27,30

2.12 Методика математичної обробки результатів досліджень

Обробку результатів експерименту здійснювали за методикою [212] в наступній послідовності. Визначали середнє арифметичне значення вимірів:

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (2.9)$$

де: x_i – значення виміру; n – кількість вимірів. Знаходили середньоквадратичну похибку (σ) одного виміру (дисперсія):

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\bar{x} - x_i)^2}{n-1}} \quad (2.10)$$

Розраховували найбільшу можливу похибку окремих вимірів $\Delta=3\sigma$ і, якщо $x_i > \Delta$, повторно здійснювали попередні розрахунки без цих значень. На основі прийнятої довірчої імовірності P (0,95-0,98) з таблиці [213] визначали критерій Стьюдента: $t(P, k)$; $k = n-1$. Знаючи критерій Стьюдента, визначали довірчий інтервал експерименту:

$$\Sigma = \frac{\Delta x}{x} \cdot 100\% \quad (2.11)$$

В роботі всі результати приведені як середнє арифметичне 3-6 дослідів. Розрахунки з графічним відображенням результатів здійснювали за допомогою програмного забезпечення Microsoft Excel версії 2013.

2.13 Висновки до другого розділу

2.13.1 Обґрунтовано методологію проведення досліджень, яка передбачала, як теоретичні, так і експериментальні дослідження, зокрема, застосування методів фізико-хімічного аналізу (атомно-абсорбційний, спектрофотометричний, гравіметричний); загально відомі методи визначення ефективності водних вогнегасних та вогнезахисних речовин.

2.13.2 Показано, що солі полігексаметиленгуанідину (ПГМГ) завдяки своїй фізико-хімічній будові здатні впливати на процес горіння і відповідають визначеним вимогам екологічно прийнятних речовин, які за своїми фізико-хімічними властивостями придатні до застосування в технічних засобах задля припинення горіння, а, за ступенем дії на організм, відносяться до помірно небезпечних або малонебезпечних. А при взаємодії з полум'ям, або в результаті термічного розкладу не утворюють шкідливих речовин у концентраціях, небезпечних для живих істот і довкілля.

У розділі використані роботи автора [186, 188, 194-196, 198-200, 210, 211].

РОЗДІЛ 3

ПАРАМЕТРИЗАЦІЯ ДИНАМІКИ ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ

Рівень радіоекологічної безпеки життєдіяльності населення визначається на основі моніторингу та прогнозування радіаційного стану навколишнього середовища. Нормами радіаційної безпеки України (НРБУ-97) встановлено ліміт дози для населення – $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ [169].

Розрахунки та прогнозування дозових навантажень населення України, що мешкає на територіях, забруднених унаслідок Чорнобильської катастрофи здійснюється на основі розрахунково-методичної бази, узгодженої МОЗ України та МНС України [214-216]. Найбільш репрезентативними результатами є дозові навантаження, визначені шляхом прямого вимірювання вмісту дозотвірних радіонуклідів в організмі людини (ЛВЛ-вимірювання). Проте недостатня статистична вибірка результатів ЛВЛ-вимірювань по населеним пунктам за тривалий часовий період, особливо на ранній фазі формування дозових навантажень у перші роки після катастрофи, не дозволяє достовірно визначити часові закономірності їх динаміки. Водночас достатньо репрезентативна вибірка ретроспективно-прогнозних паспортних доз опромінення населення, розрахованих виходячи з забруднення території та основних продуктів харчового раціону, дозволяє використовувати часові залежності їх динаміки для побудови відповідних моделей [216].

3.1. Динаміка дозових навантажень за величиною паспортних доз

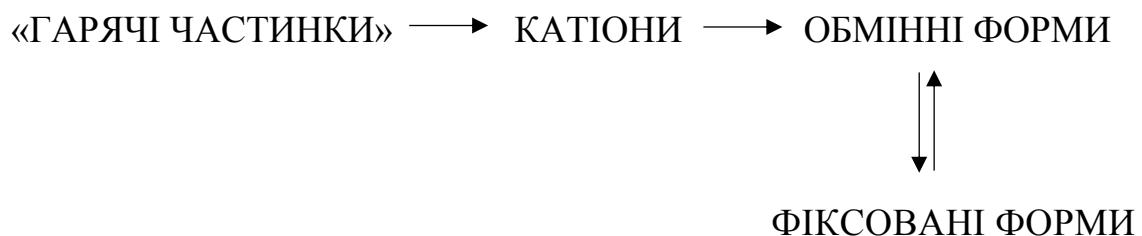
Сучасна радіаційна ситуація в лісових екосистемах зумовлена щільністю радіоактивного забруднення ґрунту, складом радіонуклідів, фізичними та агрохімічними властивостями ґрунтів, є досить стабільною та прогнозованою [45, 187, 188], що пояснюється розпадом, короткоживучих радіонуклідів, переміщенням радіоактивних елементів до ґрунту та закріпленням їх у ньому, а

також настанням періоду квазірівноваги, тобто положення коли певна активність надходить до лісових рослин кореневим шляхом і, приблизно, така ж кількість повертається до ґрунту із щорічним опадом.

Формування доз опромінення населення радіоактивно забруднених залісених територій Українського Полісся розраховували на прикладі Народицького району, що розташований у північно-східній частині Житомирської області.

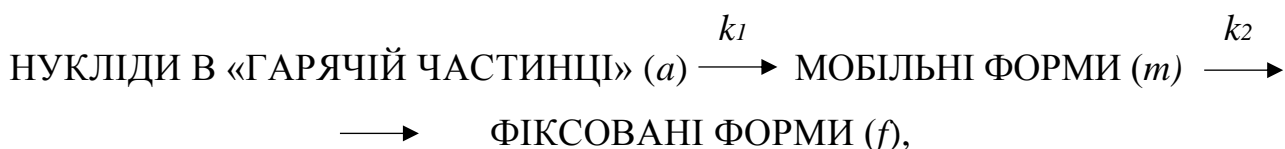
На сьогоднішній день близько 200 населених пунктів у Житомирській, Рівненській, Київській областях, дози внутрішнього опромінення населення в яких, за результатами «Загальнодозиметричної паспортизації населених пунктів України» та/чи за результатами вимірів на лічильнику випромінювання людини (ЛВЛ) перевищують $0,5 \text{ мЗв рік}^{-1}$ (рівень неперевикнення для контрольованих територій) [217]. Комплексний радіаційний моніторинг проведений у 4 населених пунктах Народицького району Житомирської області показав перевищення дози $1,0 \text{ мЗв рік}^{-1}$ у 5 % обстежених [218, 219]. Піщані слабогумусові ґрунти Українського Полісся компонентами біомаси насаджень депонують значну частину активності ^{90}Sr і ^{137}Cs у біогеоценозі, що може викликати перевищення гігієнічно допустимих рівнів вмісту перелічених радіонуклідів у продуктах лісу (деревині, грибах, ягодах та інших ресурсах) навіть на значних відстанях від зони відчуження і обов'язкового відселення, зокрема у північних районах Житомирської області [220, 221].

Трансформацію форм основних дозоутворюючих радіонуклідів можна представити у вигляді схеми [56, 222]:



Найбільш повільною є стадія вилуговування радіонуклідів із твердої фази частинок. Із наведених процесів формоутворення найбільш повільно відбувається процес необмінного поглинання утворених катіонів [222].

Тому схему трансформації можна представити у вигляді наступної схеми:



де k_1 - константа швидкості (константа переходу) вилуговування радіонукліду,
 k_2 – константа швидкості утворення фіксованої форми.

Ці процеси можуть бути описані з використанням рівняння формальної кінетики:

$$da/dt = k_1 [a];$$

$$dm/dt = k_1 [a] - k_1 [f];$$

$$df/dt = k_2 [f].$$

Розв'язування за початкових умов $t=0$, $m=0$, $f=0$ для концентрації мобільних форм з врахуванням радіоактивного розпаду має вигляд:

$$[m] = a \exp(-\lambda t) [k_1 / (k_2 - k_1)] (\exp(-k_1 t) - \exp(-k_2 t)),$$

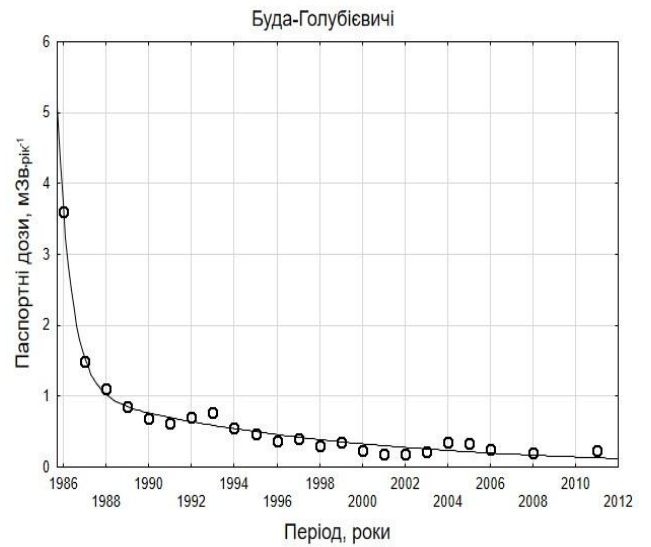
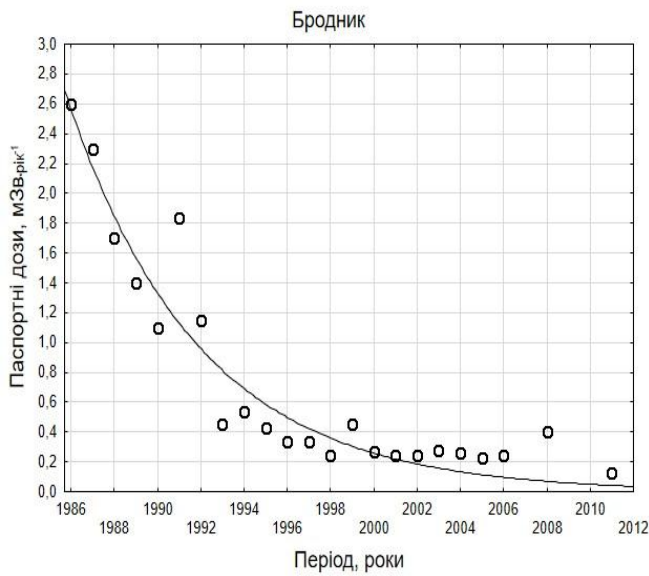
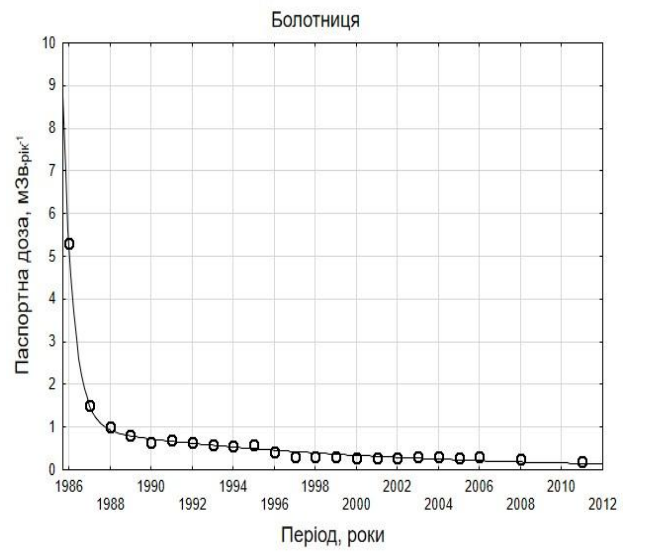
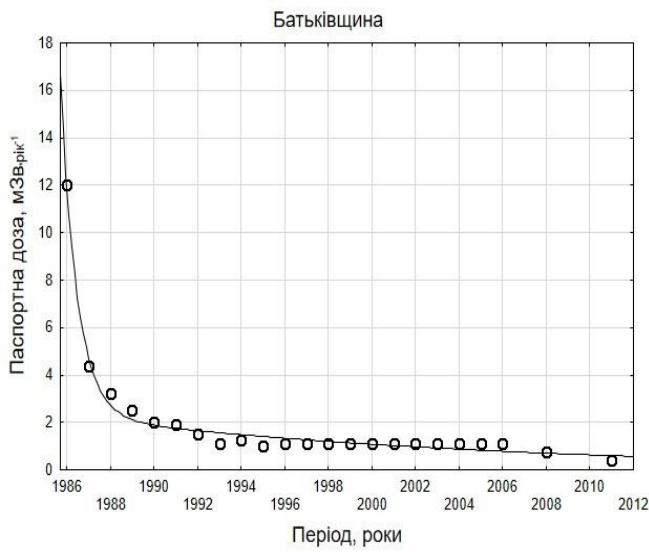
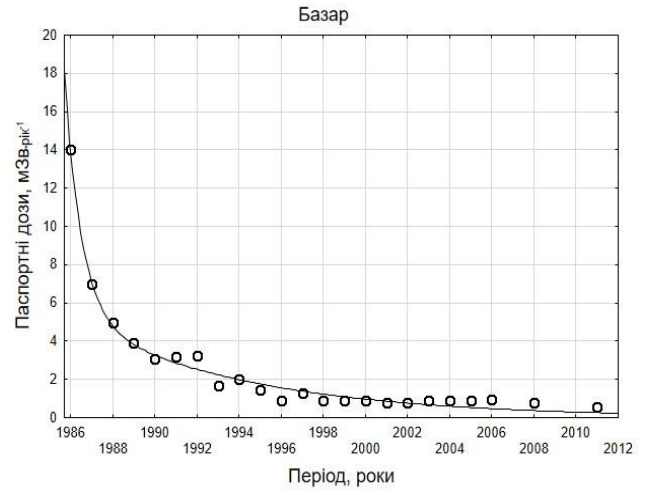
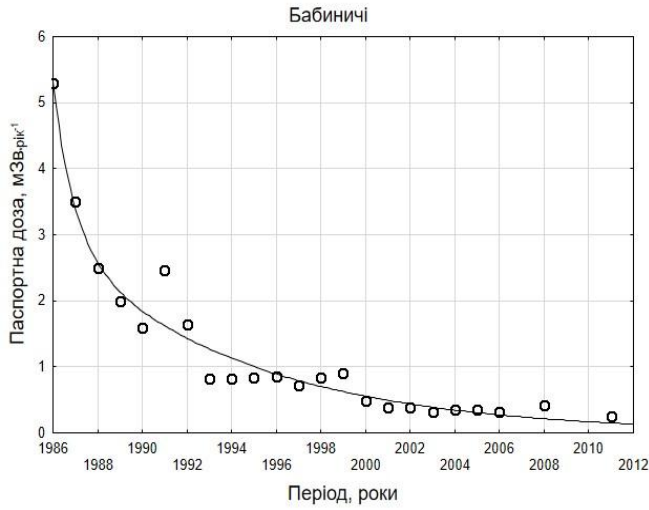
де a – початкова активність радіонукліду в складі частинок; λ - постійна радіоактивного розпаду. Для ^{90}Sr величини k_1 і k_2 дорівнюють $(3-7) \cdot 10^{-9} \text{ c}^{-1}$ і $(2,2 - 7,0) \cdot 10^{-9} \text{ c}^{-1}$ відповідно [23, 56, 222]. Для ^{137}Cs вони знаходяться в межах $(4,3-7,0) \cdot 10^{-9} \text{ c}^{-1}$ і $(2,2 - 11,0) \cdot 10^{-8} \text{ c}^{-1}$ відповідно. Наведена модель показує, що вміст мобільних форм радіонуклідів, що залежать від швидкості вилуговування, утворення необмінних форм і радіоактивного розпаду, має максимум. Найбільший розрахований вміст мобільних форм радіонуклідів ^{137}Cs було досягнуто через 1,5-2 роки після аварії на ЧАЕС. Для ^{90}Sr цей час складав 6-15 років в залежності від типу ґрунту [23].

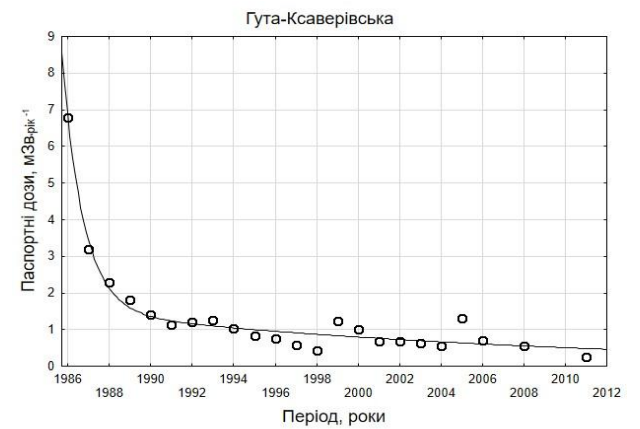
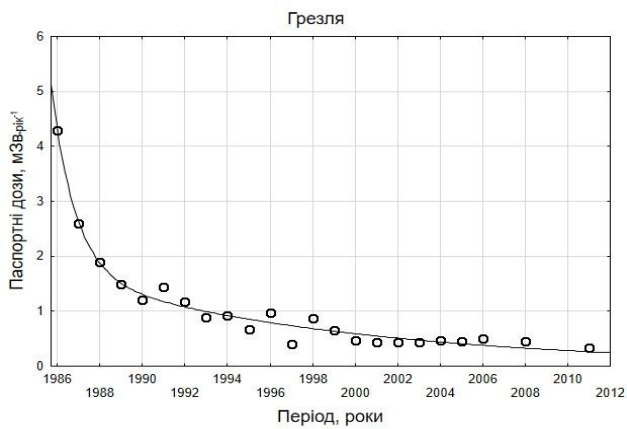
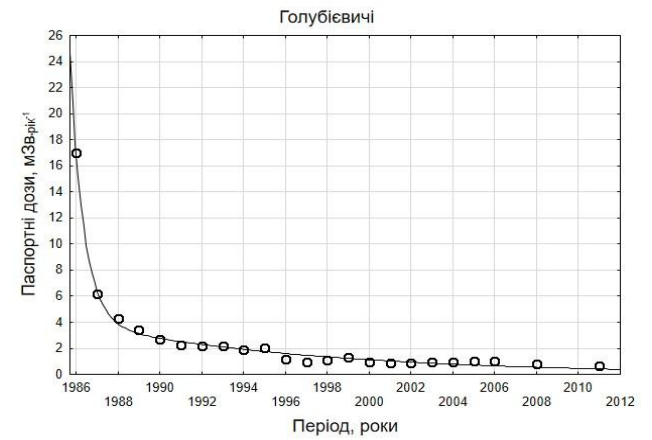
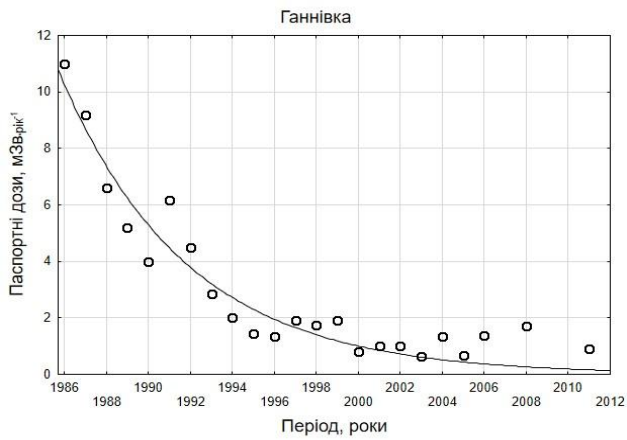
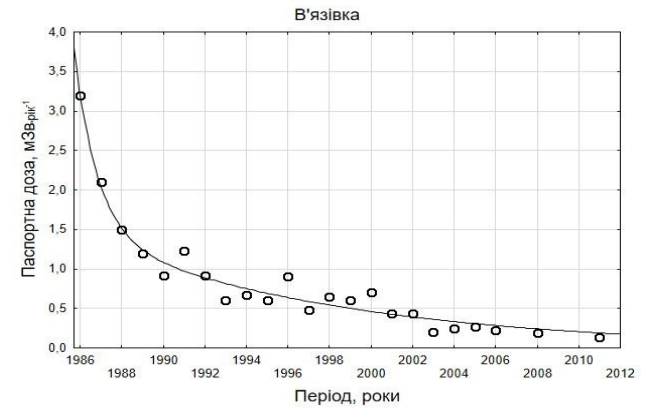
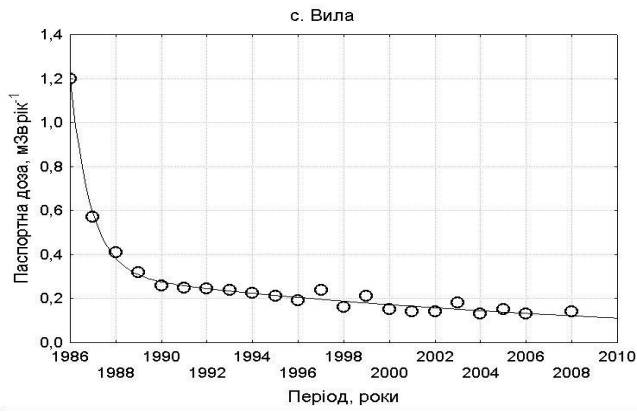
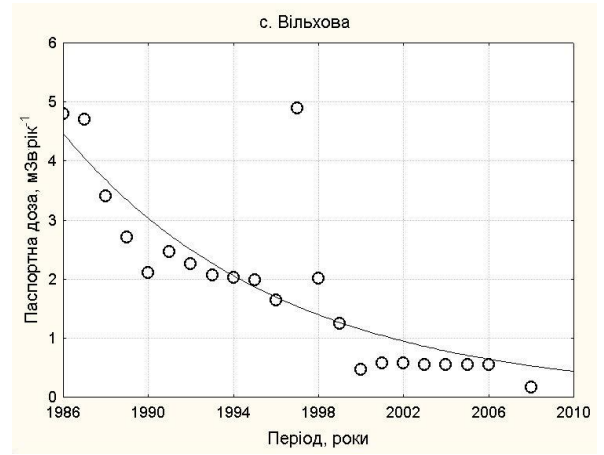
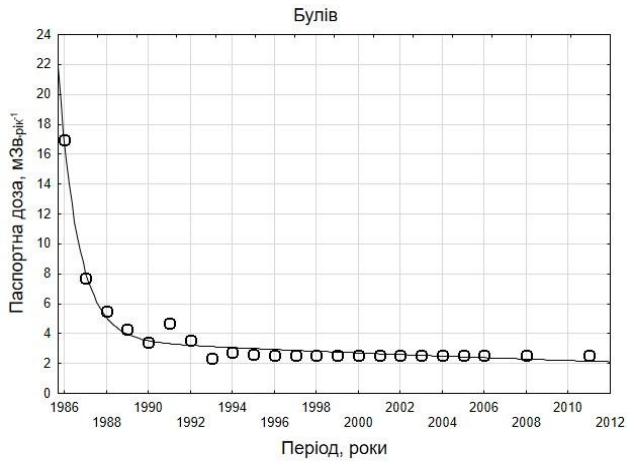
Таким чином, максимально можливий вміст мобільних форм ^{90}Sr припав на 1990-2000 рр., а зараз їхня кількість зменшується. Відповідно, зменшується надходження цього радіонукліду в рослини і водні екосистеми та зменшується еквівалентна доза перорального опромінення населення даним радіонуклідом. Крім того, із моделі випливає, що максимальний вміст мобільних форм радіонуклідів завжди менше вихідного вмісту «гарячих частинок», для ^{90}Sr – не може бути більше 70% від вихідної активності [222].

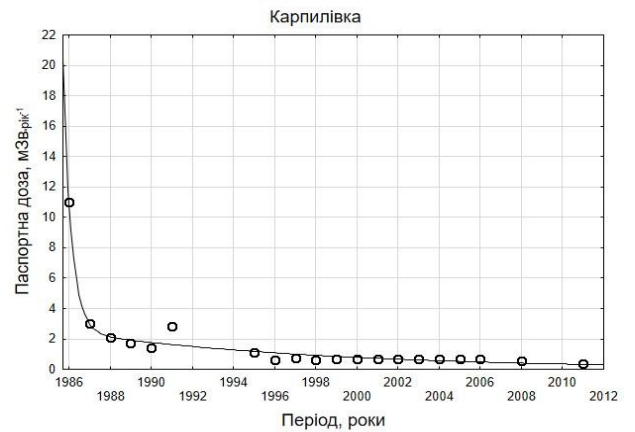
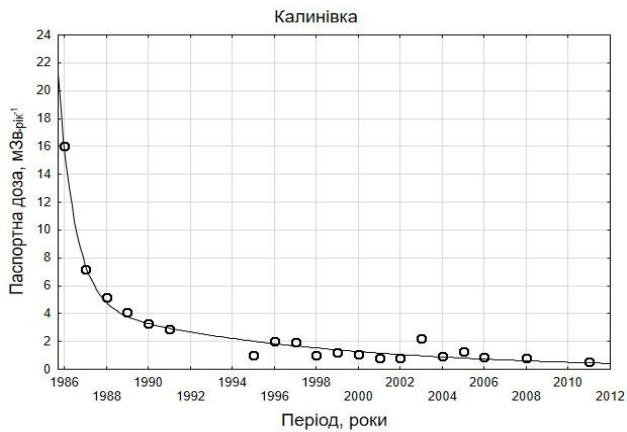
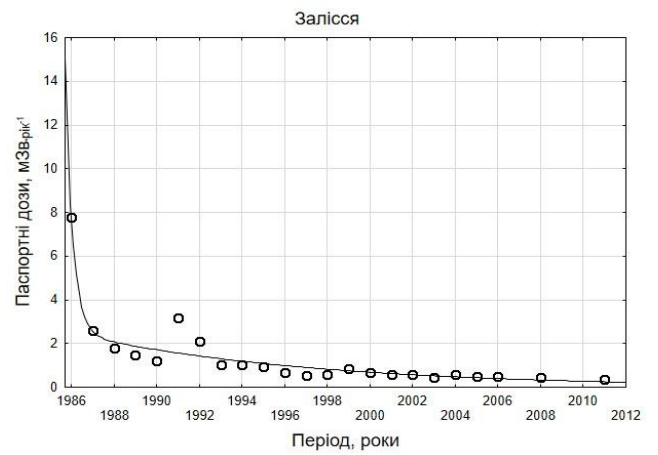
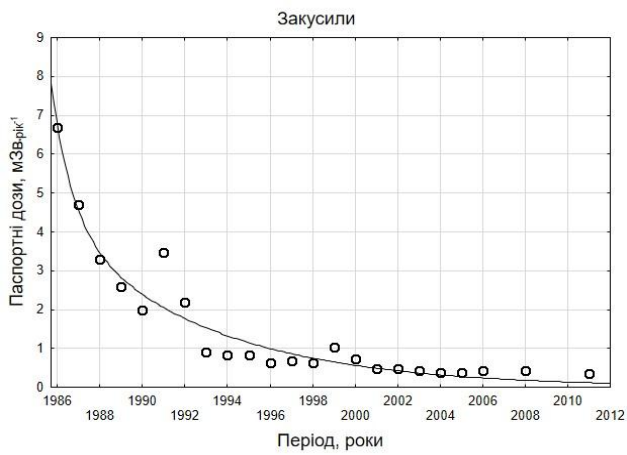
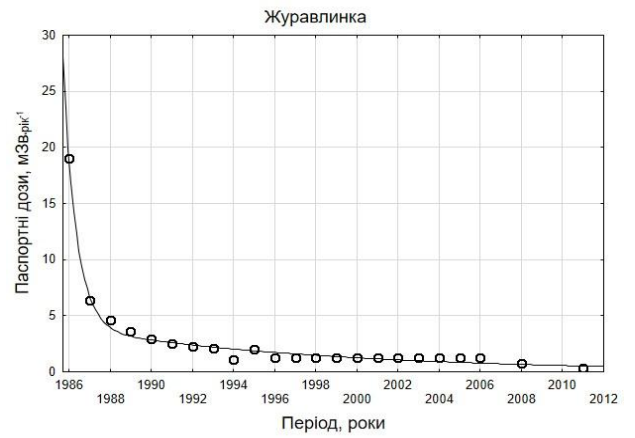
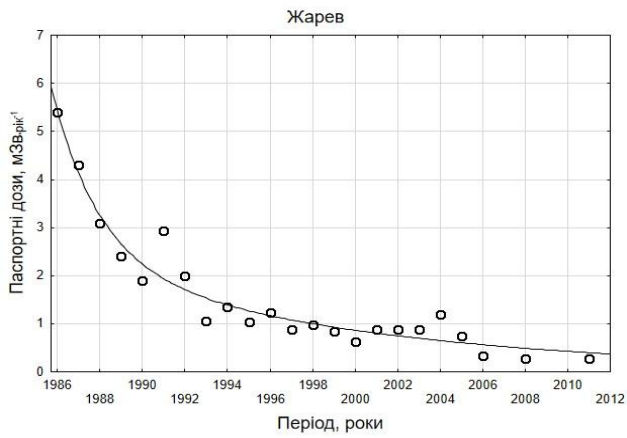
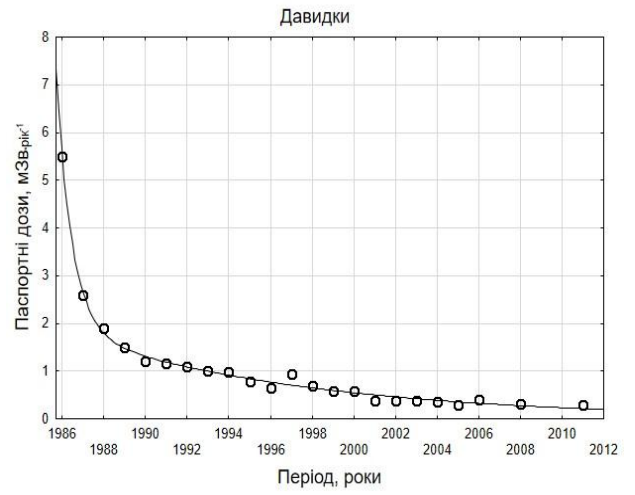
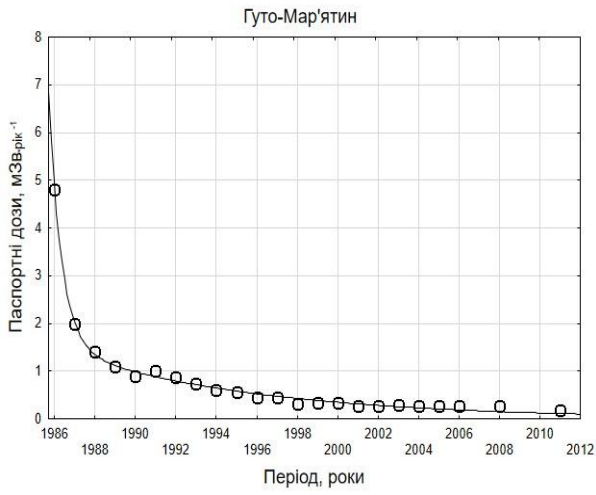
Вміст ^{137}Cs із рівнем активності $0,5 \text{ Ки/км}^2$ і вище зареєстровано на території 130 тис. км^2 , а площа з густиною зараження цим нуклідом вище 2 Ки/км^2 складає 100 тис. км^2 . В сірих лісових ґрунтах ^{137}Cs розподіляється між обмінною (9-15%), необмінною кислотно розчинною (4-6%) і фіксованою (81-85%) формами. В легких супіщаних ґрунтах вміст фіксованих форм знижується до 60% і збільшується вміст обмінної (28%) і кислотно розчинної (12%) форм [23, 185].

Активність Плутонія менша в порівнянні з ^{137}Cs та ^{90}Sr . Концентрація активності ^{90}Sr у верхньому шарі мінеральної частини ґрунту значно нижча, ніж ^{137}Cs [68]. Стронцій є набагато більш рухливим, ніж Цезій. Через його вертикальну міграцію з потоком вологості ґрунту він інтенсивно мігрує з мінерального шару горизонту ґрунту, як вниз по профілю, так і в рослини через їхню кореневу систему [48].

Багаторічну динаміку паспортних доз селітебних територій Народицького району Житомирської області визначали згідно формули 1.1. (рис.3.2). В більшості населених пунктів, що зазнали «йодного удару», «швидка» компонента зменшення дозових навантажень визначається передусім фізичними (розпадом короткоіснуючих ізотопів), техногенними (принаймні двічі після катастрофи сільгоспугіддя переорювалися, здійснювалися заходи щодо пилопридушення, запобігання пожеж, покращання земель тощо) та фізико-географічними чинниками (які сприяли перерозподілу радіоактивного забруднення між складовими ландшафту, частковому винесенню радіонуклідів водним шляхом та вертикальному заглибленню) (рис.3.2). Слід відзначити, що в селищах Бродник, Вільхова, Ганівка, Клочки, Колосівка, Латаші, Листвинівка багаторічна динаміка паспортних доз описується моноекспоненційною залежністю, що передусім визначається ландшафтно-геохімічними умовами. Угіддя та пасовища біля цих населених пунктів характеризуються поширенням заболочених ділянок, представлених торф'яно- і лучно-болотними ґрунтами, де перехід ^{137}Cs в системі «ґрунт-рослина-молоко корів» істотно більше, ніж на дерново-підзолистих ґрунтах [56]. З іншого боку біля цих населених пунктів поширені соснові ліси, продукція яких може спричиняти істотний вплив на формування дози опромінення.







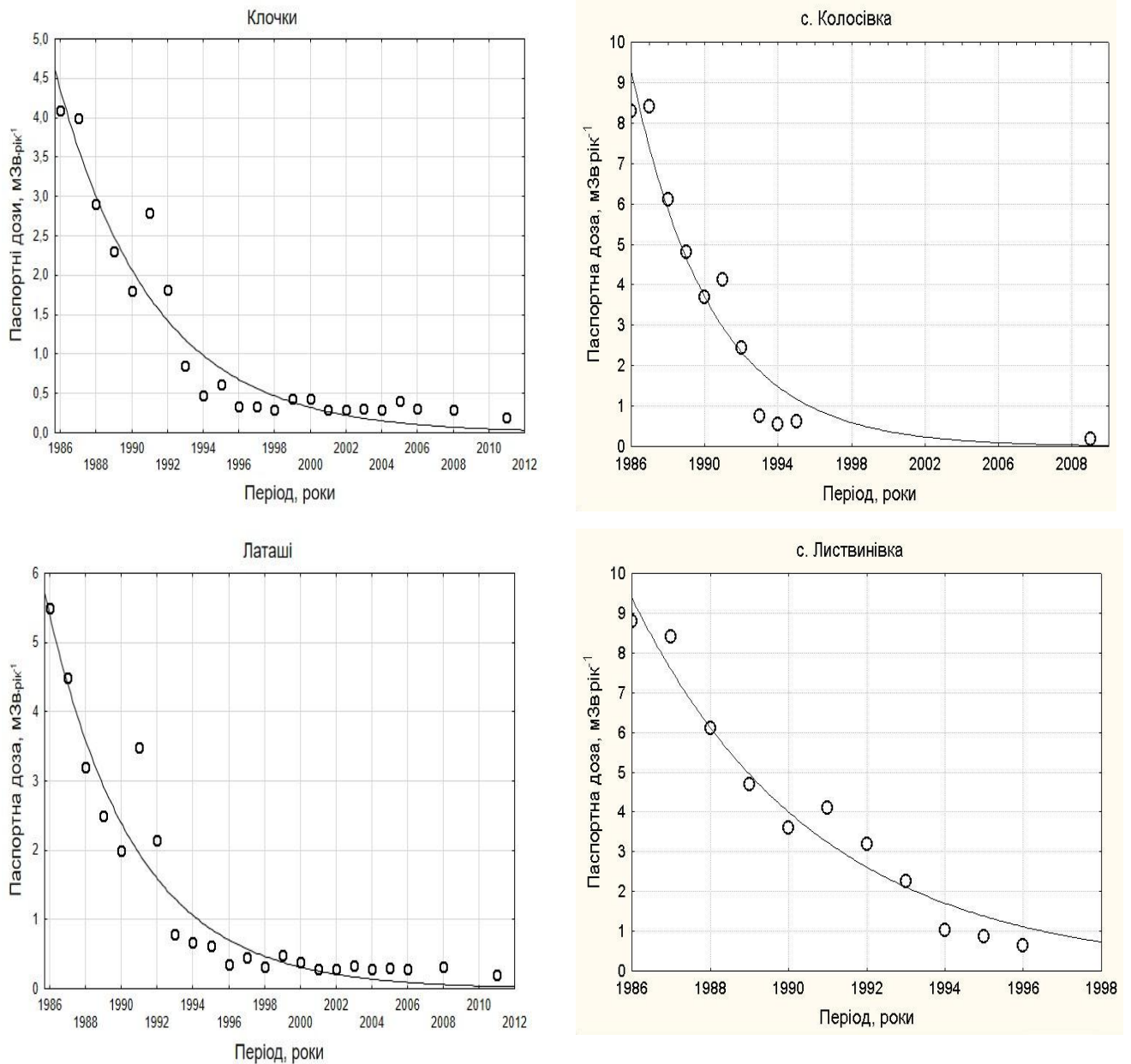


Рис. 3.2. – Динаміка паспортних доз опромінення населення селітебних територій Народицького району

Таким чином, в населених пунктах Народицького району, де сільгоспугіддя представлені переважно дерново-підзолистими ґрунтами, за роки після аварії, доза опромінення зменшилася більше як на 70 %. Просторова візуалізація засобами ArcGis параметрів рівняння (3.1), розрахованих за даними загальнодозиметричної паспортизації населених пунктів України, паспортних та ретроспективно-прогнозних доз опромінення населення Народицького району Житомирської області представлена на рисунках (3.3. –3.7).

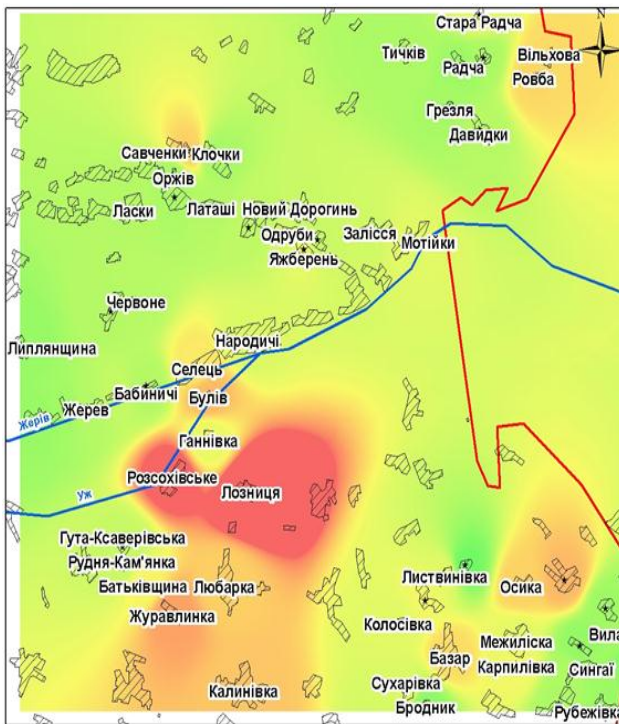


Рис.3.3. – Карта ретроспективних (за 1986 р.) дозових навантажень, мЗв/рік

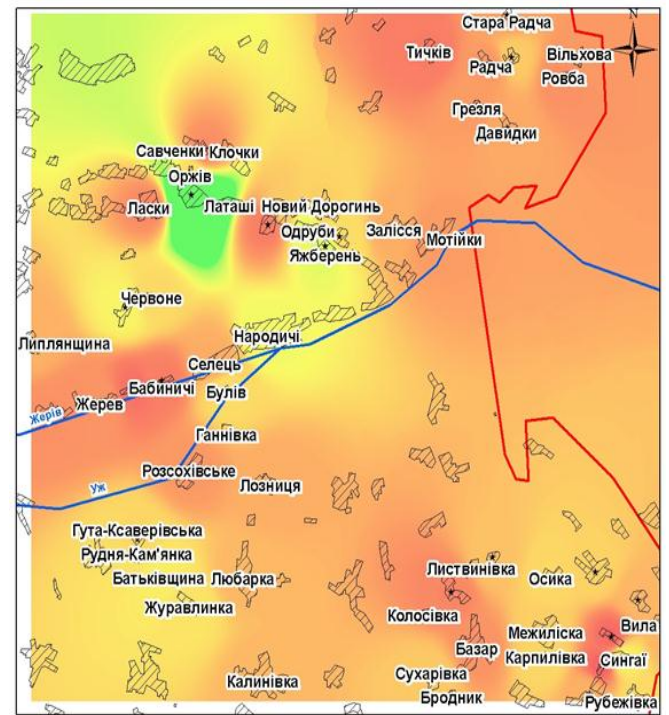


Рис. 3.4. – Співвідношення частки паспортної дози опромінення «швидкої» (а) та «повільної» (с) компонент вичерпання дозових навантажень

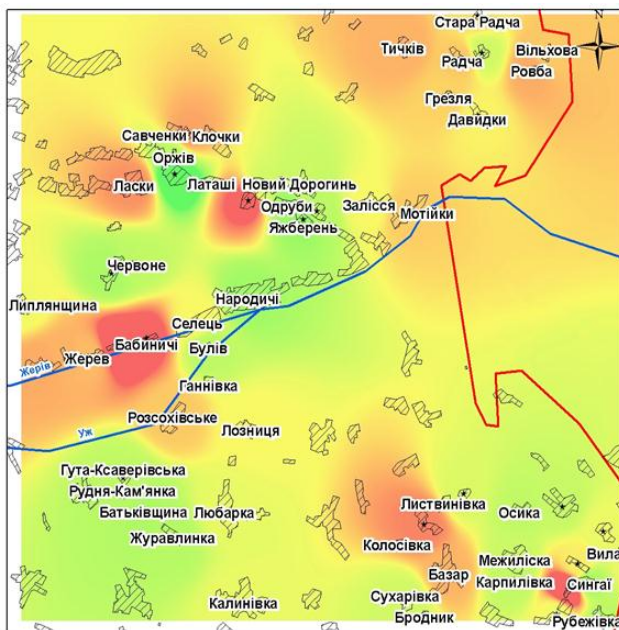


Рис. 3.5. – Частка «повільної» (с) компоненти еволюції дозових навантажень, %

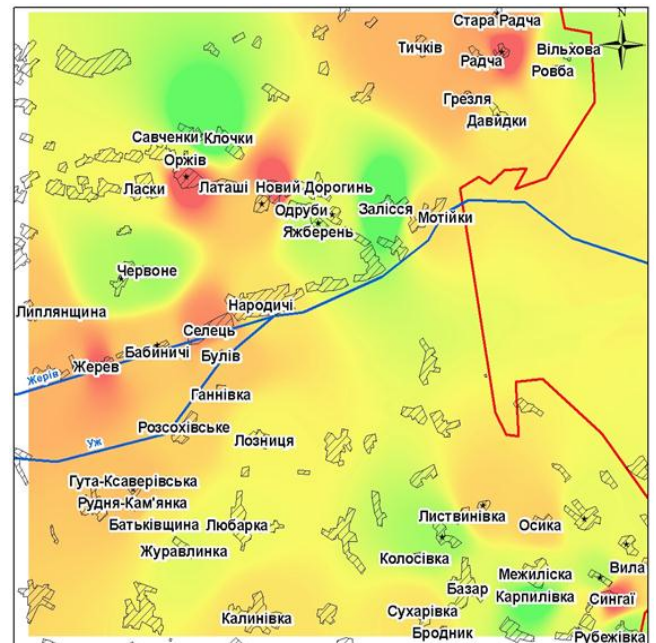
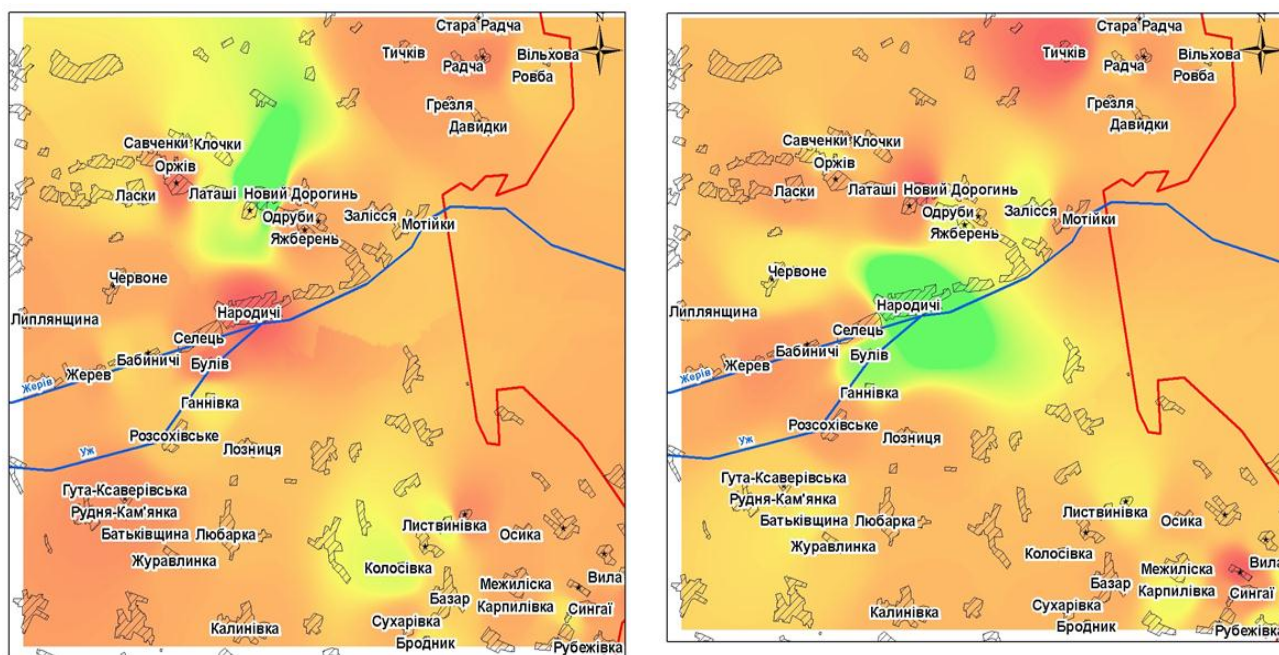


Рис. 3.6. – Просторова інтерпретація співвідношення константи швидкості «швидкої» компоненти зниження дозових навантажень до константи швидкості розпаду ^{137}Cs



a

b

Рис. 3.7 – Просторова інтерпретація співвідношення: (а) - константи швидкості «повільної» компоненти зниження дозових навантажень до константи швидкості розпаду ^{137}Cs ; (b) - параметрів швидкості «швидкої» та «повільної» складових зниження дозових навантажень

Таким чином, просторова кореляція даних ландшафтно-геохімічної типізації, ґрунтового покриву, щільності радіоактивного забруднення, динаміки величин паспортних та ретроспективних доз і наведеної параметризації засобами геоінформаційного аналізу, вказує на те, що найбільш придатною для повернення до народногосподарського використання та сільськогосподарської діяльності є центральна та південно-східна незалісена частина території Народицького району, представлена дерново-підзолистими ґрунтами, за виключенням заболочених ділянок. У разі техногенного радіоактивного забруднення внаслідок аварійних ситуацій з надходженням продуктів поділу урану в навколишнє природне середовища найбільш небезпечним є період перших 2–3 роки після викиду радіоактивності, протягом якого формується близько 70 % дозового навантаження. Після завершення цього періоду решта 30 % паспортної дози опромінення формується протягом 10–15 років. Тому в аварійних ситуаціях на ядерних об'єктах доцільно приймати управлінські рішення щодо негайної евакуації сільського

населення з поверненням на місця постійного проживання через 2–3 роки. А прогнозування радіоекологічного стану території України має базуватися на даних загальнодозиметричної паспортизації з урахуванням ландшафтної структури території та ґрунтового покриву.

3.2. Вплив пожеж Чорнобильської зони відчуження на дозові навантаження населення Народицького району

На підставі статистичних даних лісових пожеж Чорнобильської зони відчуження та дозових навантажень населення радіоактивно забруднених територій Українського Полісся визначених за лічильником випромінювань людини [219] параметризовано динаміку дозових навантажень населення селітебних радіоактивно забруднених територій Народицького району Житомирської області (рис. 3.8. та рис. 3.9.). Виявлено істотну кореляційну залежність між площею і кількістю пожеж в Чорнобильській зоні відчуження та дозовими навантаженнями населення Українського Полісся (Народицького району ПГТ Народичі та селища Селець) за лічильником випромінювань людини (ЛВЛ – вимірювань). Вплив пожеж на дозові навантаження за ЛВЛ виявляється через рік після пожежі. Так коефіцієнт кореляції від кількості лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження за даними ЛВЛ-вимірювань для дорослого населення ПГТ Народичі становить 0,69; для дітей коефіцієнт кореляції нижче - 0,57. Для дорослого населення селища Селець 0,41 та 0,36 відповідно.

Таблиця 3.1 - Коефіцієнти кореляції від кількості лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження за даними ЛВЛ-вимірювань для дорослого населення ПГТ Народичі та селища Селець

Населений пункт	Вікові групи	a	b	R ²
Народичі	Дорослі	0,0040	0,034	0,48
	Діти	0,0024	0,02	0,32
Селець	Дорослі	0,0022	0,2	0,17
	Діти	0,0009	0,15	0,13

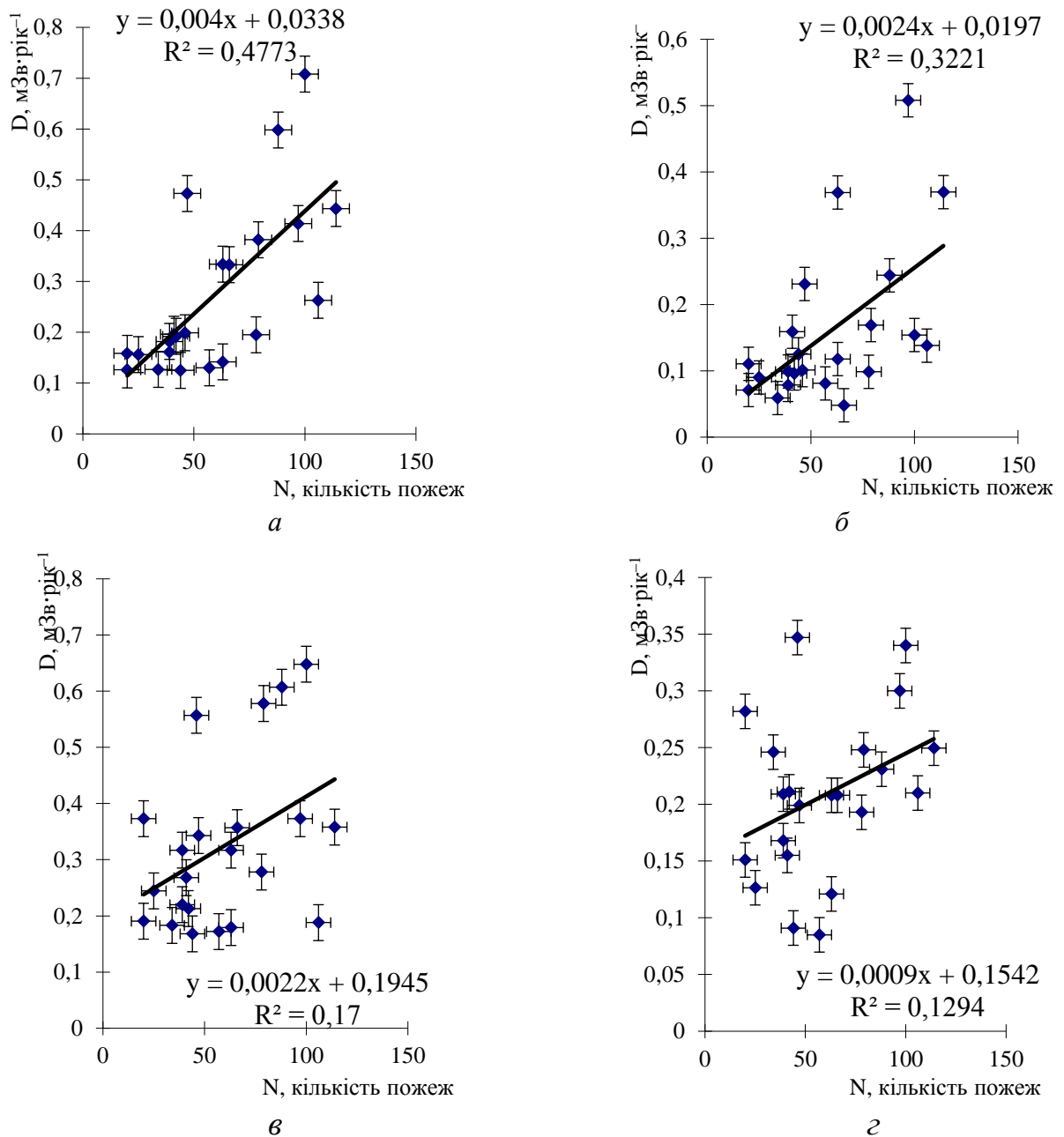


Рис. 3.8. – Кореляційна залежність дозових навантажень населення за лічильником випромінювань людини смт. Народиці (*а*, *б*) та с. Селець (*в*, *з*) від кількості лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження : *а*, *в* – дорослі; *б*, *з* – діти

Проаналізуємо як залежать дозові навантаження населення Народицького району від площі пожеж, що відбулися в Чорнобильській зоні відчуження з 1993 по 2017 роки. Дозовий ефект найбільш істотно виявляється через 1-2 роки після пожежі, що визначається закономірностями забруднення трофічних ланцюгів.

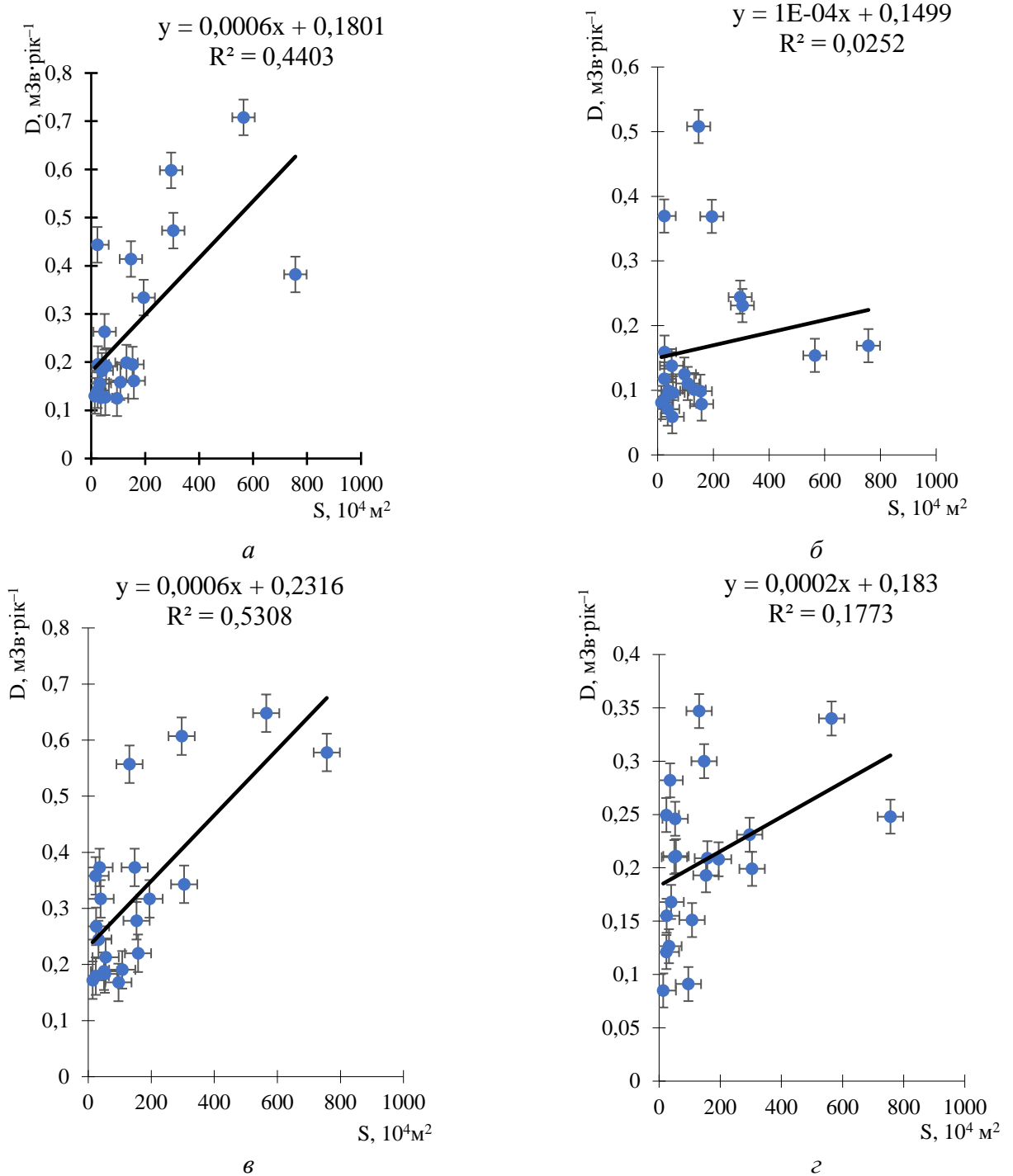


Рис. 3.9 – Кореляційна залежність дозових навантажень населення за лічильником випромінювань людини смт. Народичі (*a*, *б*) та с. Селець (*в*, *г*) від площі лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження: *a*, *в* - дорослі, *б*, *г* – діти

Так коефіцієнт кореляції від площі лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження за даними ЛВЛ-вимірювань для дорослого населення ПГТ Народичі

становить 0,44; для дітей коефіцієнт кореляції нижче - 0,03. Для дорослого населення селища Селець 0,53 та 0,18 відповідно.

Таблиця 3.2 - Коефіцієнти кореляції від площі лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження за даними ЛВЛ-вимірювань для дорослого населення ПГТ Народичі та селища Селець

Населений пункт	Вікові групи	a	b	R ²
Народичі	Дорослі	0,0006	0,1801	0,44
	Діти	0,0001	0,1499	0,03
Селець	Дорослі	0,0006	0,2316	0,53
	Діти	0,0002	0,183	0,18

Площа пожеж суттєво впливає на дозові навантаження через 2 роки, оскільки міцелій, вигорає відновлюється через 2 роки, а основна кількість 70-85% радіонуклідів зосереджені у верхніх ґрунтових шарах лісів та пасовищ.

Нами вперше виявлено і параметризовано суттєвий вплив кількості пожеж та їх площі на радіоактивно забрудненій території Чорнобильської зони відчуження на дозові навантаження населення Народицького району.

Встановлено істотну кореляційну залежність між площею та кількістю пожеж та дозовими навантаженнями на населення за дозовими навантаженнями ЛВЛ (лічильник випромінювання людини) вимірювань. Статистичний аналіз пожеж показує, що доза опромінення дорослих більше залежить від кількості пожеж, ніж доза опромінення дітей. Якщо для дорослих статистична залежність 40-70%, для дітей -16-42%, то від площі пожеж вона складає 60%. Низький коефіцієнт кореляції є достатньо значимим враховуючи вплив багатьох чинників на горіння лісових горючих матеріалів (вологість, ступінь радіоактивного забруднення, ступінь вигорання, тління пеньків, залишків деревини, повалених сухих дерев та торф'яників, тощо).

Таким чином, радіоактивні продукти повного та неповного згорання в першу чергу будуть випускатися і розсіюватися у вигляді радіоактивного шлейфу і осідати на поверхні ґрунтів, природних водах. В результаті вживання

сільськогосподарських культур, м'яса і молочних продуктів, які зазнали атмосферних викидів критичне населення піддається впливу радіонуклідів. Вплив через поверхневі відкладення і проковтування може відбуватися протягом 1-2 років після пожежі.

Навіть за мінімальних концентрацій, за яких радіонукліди не викликають радіаційних ефектів, відбувається їхнє розповсюдження ланками природних і харчових ланцюжків. Надалі радіонукліди можуть потрапляти до раціону людини і в її організм та створити значні дозові навантаження за рахунок внутрішнього опромінення, шляхом вживання забруднених радіонуклідами продуктів харчування. Тому, разом з контролем радіаційної ситуації, що полягає у визначенні рівнів радіоактивного забруднення природного середовища і доз опромінення людини, необхідно враховувати спрямованість процесів біогеохімічного кругообігу радіонуклідів, що активізує небезпечні процеси в екосистемах [223-224].

3.3. Висновки до третього розділу.

3.3.1. Показано, що у разі надходженням продуктів поділу урану в навколишнє природне середовище, внаслідок аварійних ситуацій, найбільш небезпечним є періодом є перші 2–3 роки після викиду радіоактивності, протягом якого формується близько 70 % дозового навантаження. Після завершення цього періоду решта 30 % паспортної дози опромінення формується протягом 10–15 років. Тому в аварійних ситуаціях на ядерних об'єктах доцільно приймати управлінські рішення щодо негайної евакуації сільського населення з поверненням на місця постійного проживання через 2–3 роки. А прогнозування радіоекологічного стану території України має базуватися на даних загальнодозиметричної паспортизації з урахуванням ландшафтної структури території та ґрунтового покриву.

3.3.2. Побудовано модель, яка враховує вплив площі та кількості лісових пожеж Чорнобильської зони відчуження на дозові навантаження населення радіоактивно забруднених територій Українського Полісся визначених за лічильником випромінювань людини. Проведено кореляцію між кількістю пожеж на радіоактивно забруднених територіях та дозовим навантаженням

населення Народицького району.

3.3.3. Показано, що вплив радіаційного чинника на формування дозових навантажень населення радіоактивно забруднених територій Українського Полісся найбільш критично виявляється через 1-2 роки після лісової пожежі внаслідок відновлення лісової продукції в умовах збільшення мобільності радіонуклідів у лісових ґрунтах, що веде до забруднення трофічних ланцюгів.

3.3.4. Встановлено, що доза опромінення дорослого населення радіоактивно забруднених територій Українського Полісся більше залежить від площі та кількості пожеж Чорнобильської зони відчуження, ніж доза опромінення дітей, що скоріш за все пов'язано з режимом харчування та споживанням продукції лісу (гриби, ягоди тощо), яка має істотний внесок у формування дози опромінення.

3.3.5. Показано необхідність удосконалення системи заходів щодо підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення радіоактивно забруднених територій, які ведуть до зменшення дозового навантаження населення із запровадженням комплексу превентивних заходів задля мінімізації поширення радіонуклідів внаслідок лісових пожеж, депонованих у лісових екосистемах.

У розділі використані роботи автора [45, 185, 187, 188].

РОЗДІЛ 4

ТЕОРЕТИЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАСТОСУВАННЯ ГУАНІДИНОВИХ ПОЛІМЕРІВ ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ НАСЕЛЕННЯ

Високий рівень ризику порушення екологічної безпеки життєдіяльності спонукає приділяти підвищену увагу захисту від лісових пожеж [225]. На жаль, далеко не завжди гасіння лісових пожеж, в тому числі на радіоактивно забруднених територіях, відповідає необхідному для цього рівню оперативності та ефективності, що не дозволяє ліквідувати пожежу в якомога коротші терміни, тим самим мінімізувавши пройдено ним площу, тепловий (радіаційний) вплив на учасників пожежогасіння та екологічні збитки. Тому найбільш раціональним підходом може бути своєчасна локалізація осередків горіння, шляхом проведення превентивних протипожежних заходів.

4.1 Екологічні аспекти гасіння пожеж на радіоактивно забруднених територіях

Враховуючи всі зазначені вище небезпечні екологічні наслідки лісових пожеж в тому числі на радіоактивно забруднених територіях, можна виділити ряд проблемних питань, які пов'язані із локалізацією та ліквідацією таких пожеж з метою зниження негативного впливу на довкілля та учасників пожежогасіння.

Незалежно від щільності забруднення основною небезпекою для учасників пожежогасіння є наявність в повітрі дрібнодисперсного пилу, що містить радіоактивні частинки. Вдихання навіть невеликої кількості радіоактивних матеріалів у вигляді диму та пилу може підвищити ризик розвитку раку в подальшому житті [226]. Як уже зазначалось концентрація радіоактивних аерозолів в приземному шарі атмосфери може значно перевищувати гранично допустимі значення та підвищувати ризики як зовнішнього так і внутрішнього опромінення

учасників пожежогасіння [227-229] тому ключовим завданням є контроль індивідуальних доз учасників пожежогасіння та використання засобів індивідуального захисту.

Всі учасники пожежогасіння повинні бути адекватно екіповані персональним захисним обладнанням (індивідуальними дозиметрами, спеціальним одягом і взуттям, засобами індивідуального захисту органів дихання) [230-231] для мінімізації опромінення персоналу, що пов'язано з реальним або потенційним опроміненням людей, а також забезпечення оцінки дози його опромінення, проведення індивідуального дозиметричного контролю та моніторингу навколишнього середовища.

Оскільки в результаті лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях продукти згорання, що містять радіонукліди можуть підвищувати ризики як зовнішнього так і внутрішнього опромінення учасників пожежогасіння, мігруючи у вигляді димових аерозолів та створюючи зони вторинної радіаційної небезпеки доцільним є використання для гасіння речовин, які б хоча в незначній мірі володіли властивостями зменшення пилоутворення, а для зменшення можливого винесення радіонуклідів із зони горіння проводити організацію заходів по дезактивації після проведення гасіння.

Одним із способів зменшення пилоутворення може бути використання вогнезахисних та вогнегасних речовин (композицій), які за рахунок своєї хімічної будови могли б фізично блокувати міграцію радіонуклідів внаслідок утворення полімерних плівок, або істотно її знижувати за рахунок утворення хімічних зв'язків [232], або використання таких речовин, які здатні покращувати змочувальну здатність, за рахунок зниження поверхневого натягу, що буде сприяти інтенсивному проникненню вогнегасного засобу в шари матеріалу, що термічно розкладається.

4.2 Аналіз використання хімічних речовин та їх сумішей для гасіння лісових пожеж, показники їх екологічної небезпеки

На сьогоднішній день в Україні, як в світовій практиці, найбільш поширеною вогнегасною речовиною, що використовується для гасіння лісових пожеж є вода. Основним механізмом гасіння водою є охолодження зони хімічної реакції. До переваг води слід віднести те, що вона характеризується високою питомою теплоємністю, прихованою теплотою пароутворення, хімічно інертна до більшості речовин і матеріалів, дешева та доступна. Основними недоліками води є електропровідність, температура замерзання 0°C , високий коефіцієнт поверхневого натягу та низька в'язкість, внаслідок чого вона швидко стікає з вертикальних поверхонь і достатня її кількість може бути просто не задіяна в гасіння пожежі, що впливає на її вогнегасну здатність [233]. При гасінні твердих горючих матеріалів, а також лісових пожеж цей показник визначається кількістю речовини, необхідною для гасіння одиниці площі модельного вогнища (осередку) пожежі.

Поліпшення вогнегасних властивостей води і відповідно зменшення теплового (радіаційного) впливу на учасників пожежогасіння можливо із використанням в системах пожежогасіння водних розчинів хімічних речовин, як для безпосереднього гасіння так і для прокладання вогнезахисних загороджувальних смуг [234-235]. Слід зазначити, що превентивні заходи, такі як прокладання загороджувальних вогнезахисних смуг розчинами хімічних речовин перед кромкою пожежі є більш ефективними, ніж гасіння кромки пожежі водою та вогнегасними розчинами.

Створення загороджувальних вогнезахисних смуг веде до зменшення шляхів розповсюдження пожежі і управління процесом його локалізації з подальшою ліквідацією. У разі створення загороджувальних вогнезахисних смуг час вогнезахисної дії є основним показником ефективності, за цих умов основну роль відіграють вогнезахисні властивості речовини [236-237]. Постійний пошук нових вогнегасних і вогнезахисних композицій для гасіння лісових пожеж та способів їх подачі показує підвищений інтерес до цієї проблеми.

За механізмом гасіння всі вогнегасні розчини для боротьби з лісовими пожежами поділяють на вогнегасні, вогнезахисні (вогнестримуючі або ретарданти)

змочуючі, піноутворюючі [238] (рис. 4.1.). В окрему групу виділяють гелеутворюючі розчини [239].

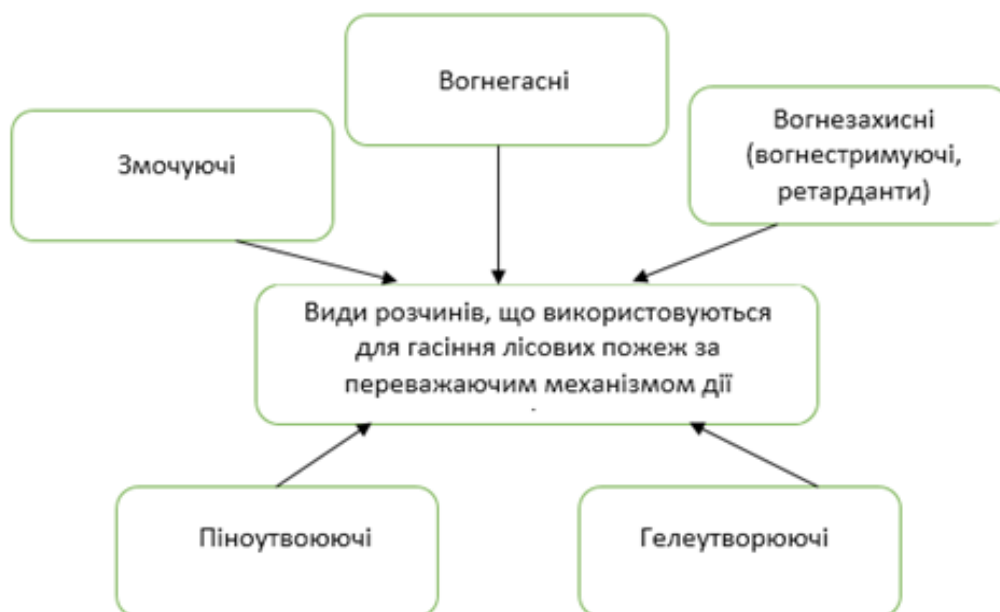


Рис. 4.1 - Види розчинів, що використовуються для гасіння лісових пожеж за переважającym механізмом дії

Змочувачі використовуються для зниження поверхневого натягу води і збільшення її змочувальної здатності. Застосовуються в основному для гасіння торф'яних і підстилкового-гумусових пожеж. Авторами [240] показано, що сучасні зразки змочувачів мають дуже високу змочувальну здатність по відношенню до лісових горючих матеріалів. Але, вони не володіють піноутворюючими і вогнестримуючими властивостями, тому їх використання не дозволяє створювати пінні загороджувальні опорні смуги, а також загороджувальні смуги довготривалої дії на шляху низових пожеж, робоча концентрація кращих із сучасних змочувачів становить 0,1-0,4% [241].

В якості вогнегасних речовин використовують водні розчини поверхнево-активних речовин (ПАР), які знижують поверхневий натяг [242] та розчини високомолекулярних сполук (ВМС), що підвищують в'язкість розчинів [243-244]. Саме зниження поверхневого натягу разом зі зміною його величини у разі зміни локальної концентрації ПАР зумовлюють здатність їхніх розчинів утворювати піну. Розчинені у воді молекули ПАР адсорбуються на поверхні води й концентруються

з утворенням мономолекулярного шару. Також для поліпшення вогнегасних властивостей води та зменшення її втрат пов'язаних з розтіканням використовують полімери з великою молекулярною масою і ниткоподібною будовою (за рахунок підвищення в'язкості). Наприклад, поліакриламід і поліетиленоксиди, молекули яких під час руху рідини орієнтуються переважно вздовж потоку [243 -244].

Під час розчинення невеликої кількості полімерів в'язкість розчинів підвищується на 2-3 порядки, при цьому величина в'язкості залежить не тільки від природи полімеру, але й від його молекулярної маси. Ця залежність описується полуемпіричним рівнянням Марк-Куна-Хаувінка :

$$[\eta] = K\mu^\alpha, \quad (4.1)$$

де μ – молекулярна маса полімеру; K, α – константи, що визначаються природою полімеру; $[\eta]$ – характеристична в'язкість розчинів полімерів [245].

Швидкість течії води при цьому збільшується в 2,5 рази, за рахунок збільшення кінематичної в'язкості, що є відношенням динамічної в'язкості до густини рідини [245]. Підвищення в'язкості приводить також до посилення взаємодії між молекулами рідини і твердої речовини, з якою вона контактує. Цю властивість окремих водорозчинних полімерів (натрій карбоксиметилцелюлози (КМЦ), лігносульфонату, альгінаут з морських водоростей, дубильних смол та інших полімерів на рослинній та тваринній основі) використовують для стабілізації ґрунту та зменшення негативних екологічних наслідків лісових пожеж, зокрема вітрової ерозії [246-252].

Перспективними в цьому плані є використання синтетичних і природних водорозчинних полімерів, здатних зв'язуватися з частинками ґрунту [263]. Разом із тим, залишаються невирішеними питання механічної стабільності утвореного шару. Стабільність утвореного на поверхні покриття може бути підвищена при заміні полімеру на інтерполіелектролітний комплекс продукт взаємодії двох протилежно заряджених поліелектролітів [254].

На основі поліелектролітних комплексів в публікаціях [253, 255-257]

описано ефективні стабілізатори ґрунту, що складаються з двох протилежно заряджених поліелектролітів - катіонного та аніонного типу. Показано перспективність використання нестехіометричних полікомплексів для регулювання механічної стійкості отриманих покриттів та захисту навколишнього середовища, консервації (реабілітації) місць захоронення радіоактивних відходів, протиерозійної обробки сільськогосподарських угідь. Інтерполіелектролітні комплекси здатні ефективно абсорбувати важкі метали, що забезпечує детоксикацію ґрунту. Композиції на основі інтерполіелектролітних комплексів є перспективними засобами для іммобілізації рухомих пісків, консервації відвалів, обробки дорожніх схилів тощо

В роботі [258] наведено результати досліджень із проектування, розробки та застосуванню в'язучого матеріалу для різних дисперсних систем, включаючи ґрунт, пісок, відходи гірських порід тощо. В'язучі матеріали утворюються за рахунок взаємодії протилежно заряджених поліелектролітів. Розглянуто основні аспекти утворення інтерполіелектролітних комплексів як універсальних в'язучих матеріалів. Наведено результати випробувань в Чорнобильській зоні відчуження та показано перспективність інтерполіелектролітних комплексів, як ефективних засобів уповільнення водної та вітрової ерозії, здатних запобігати поширенню радіонуклідів. Однак, залишаються невирішеними питання розробки екологічно чистих інтерполіелектролітних композицій, включаючи композиції на основі комерційно доступних полімерів.

Іншим варіантом подолання труднощів зменшення пилоутворення в процесі горіння лісових горючих матеріалів може бути використання водяного туману [259- 260].

Водні розчини полімерів використовують для гасіння лісових пожеж за допомогою авіації в якості загусників (сополімери акрилової кислоти, поліетиленгліколю, модифікованих поліакриламідів, ефірів поліоксіетилену, поліетиленоксидів, карбоксиметилцелюлози, модифікованих полісахаридів гуара, поліоксіетиленсорбіту, моноолеату, природних полісахаридів тощо), які мають низьку величину затримання кронами дерев, а також втрат від подрібнення, зносу

і випаровування під час їхнього подавання з повітря, що збільшує довжину вогнезахисної смуги [261]. Серед перспективних сполук, що можуть бути використані для захисту лісу від впливу високих температур розглядається метилцелюлоза марки МЦ-20, МЦ-30,-40; карбоксилметилцелюлоза (КМЦ) чи її натрієва сіль NaКМЦ. За концентрації 0,1-0,2% водні розчини зазначених полімерів зберігають свої тиксотропні (в'язко пластичні) і властивості ньютонівської рідини, що здатна рівномірно розтікатися по поверхні, має хорошу адгезією до деревини по всій висоті стовбура чи гілки дерева, утворюючи тим самим високоякісне захисне покриття деревини [262].

Значно підвищити вогнегасну ефективність водних розчинів дозволяє введення електролітів [263], які беруть участь в інгібуванні активних центрів полум'я. В США, Німеччині були проведені випробування певних хімічних речовин (калій карбонату- K_2CO_3 , ортофосфатної кислоти- H_3PO_4 тощо) для боротьби з лісовими пожежами. Встановлено їх більш високу вогнегасну здатність в порівнянні з водою. В якості вогнегасних розчинів в Білоруському науково-дослідному інституті лісового господарства та СРСР в кінці 30-х років ХХ століття вивчалась ефективність використання деяких хімічних речовин: амофосу - амонійдигідроген фосфату ($NH_4H_2PO_4$), кальцій хлориду ($CaCl_2$), магній хлориду ($MgCl_2$), хлорного вапна, амоній сульфату [$(NH_4)_2SO_4$] для боротьби з лісовими пожежами і встановлено їхня краща вогнегасна здатність в порівнянні з водою. В подальшому було запропоновано для гасіння лісових пожеж використовувати водні розчини амоній сульфату [$(NH_4)_2SO_4$] та амонійгідроген сульфату (NH_4HSO_4), які використовували, як для безпосереднього гасіння кромки пожежі так для прокладання перед її фронтом загороджувальних вогнегасних смуг.

У Великобританії проведені порівняльні дослідження вогнегасних та вогнезахисних властивостей хімічних речовин для боротьби з лісовими пожежами, показано, що оптимальними властивостями володіє амонійдигідроген фосфат ($NH_4H_2PO_4$). Французькою фірмою «П'єррефіт Аубі» розроблено композицію на основі діамонійгідроген фосфату [$(NH_4)_2HPO_4$], що використовується для активного гасіння вогню кромки низових лісових пожеж. В США для боротьби з

лісовими пожежами розроблено суміші Фос-Чек 202 і Фос-Чек 259 (Monsanto Company) та Файр-Трол 100 (Арізонська Агрохімічна корпорація (Arizone Agrochemical Corporation)). Суміші Фос-Чек 202 і Фос-Чек 259 складаються із антипірена – діамонійгідроген фосфату $[(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4]$, загусника, пігменту (барвника), інгібітора корозії і антисептика. В склад Файр-Трол входять в якості антипірену – амоній сульфат $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$. До композицій з антипіренними властивостями належать: FR CROS 134Т (Франція), Амідофосфат КМ і Фукам (Росія), що виготовляються на основі синергічних сумішей неорганічних солей I, II, III груп Періодичної системи елементів Д.І. Менделєєва та термостійких мінеральних в'язучих компонентів типу бентоніту. Робочі концентрації цих композицій знаходяться в широких межах: від 8 % для ОС-5У до 100 % для Фукам [264].

Наявність амонійних солей ортофосфатної кислоти ($(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ і $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) покращують змочуючу здатність водних розчинів до целюлозовнісних матеріалів, внаслідок чого такі розчини віднімають більше тепла, ніж звичайна вода [52]. Для гасіння лісових і рослинних пожеж запропоновано композицію, що містить амонійні солі ортофосфатної кислоти, карбамід, антипірен із нефеліну і рідке скло [265]. Перевагами відомої композиції є добра розчинність у воді, наявність компонентів мінеральних добрив, зручність у використанні. Основним недоліком є порівняно мала ефективність суміші як антипірену та погана здатність до розпилення вогнегасного засобу.

До розчинів з вогнезахисними (антипіренними) властивостями відносяться композиції, які вироблялись в період існування СРСР Державною установою «НІОХІМ» (м.Харків) засоби ОС-5, ОС-5В, ОС-А1. Вогнегасний засіб ОС-5 призначений для гасіння лісових низових і пожеж виробляється НПК «ЭКОХИММАШ» (Росія, м. Буй). Вони застосовувалися шляхом нанесення на лісову підстилку, де утворювали вогнезахисну загороджувальну смугу, яка перешкоджала поширенню полум'я. В даний час тактика застосування речовин з вогнезахисними властивостями майже не змінилася, а такі засоби як ОС-5 і ОС-5В

використовуються і до цього часу [237]. В таблиці 4.1 наведено деякі характеристики вогнезахисних композицій ОС-5 і ОС-А1 [237].

Таблиця 4.1 – Вогнезахисні засоби ОС-5 і ОС-А1 [237].

Торгова назва	Повна назва засобу з вогнезахисними властивостями	Концентрація робочого розчину
ОС-5 (порошок оранжевого або червоного кольору) ТУ 6-18-61-88	Водний розчин діамоній фосфату і карбаміду	10-15%
ОС -А1 (порошок) ТУ 6-46-014-92	Водний розчин діамоній фосфату і карбаміду с іншими компонентами	10-15%

ОС-5 був визнаний найбільш ефективним в практиці боротьби з лісовими пожежами в СРСР. Засіб ОС-5 виготовляється у вигляді розчинного у воді порошку і містить 62-75% діамонійгидрогенфосфату $[(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4]$, 23-25% карбаміду $[(\text{NH}_4)_2\text{CO}]$, 2-3% сульфанолю і 0,5-1,5% кислотного барвника. Оптимальна концентрація в розчині - 13%. Розчин має як вогнегасні та вогнезахисні властивості. Оброблені цим розчином горючі рослинні матеріали не горять протягом декількох днів і набувають антипіренних властивостей. Дозування розчину на опорних хімічних смугах здійснюється в залежності від товщини наземних горючих матеріалів - від 0,5 до 1,5 л/м². Засіб ОС-5 доставляють до місця приготування в заводській упаковці. Після приготування, робочий розчин транспортується до місця пожежі в цистернах, баках, м'яких ємностях тощо. Робочий розчин наноситься на горючу підстилку за допомогою переносних ранцевих розпилювачів, мотопомп і пожежних автоцистерн з пожежними рукавами та стволами [237].

Для боротьби з лісовими пожежами з використанням авіації розроблені також вогнегасні розчини довготермінової дії ОС-1А і ОС-2А, що включають в себе: 54–63% діамонійгидроген фосфату $[(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4]$, сечовини $[(\text{NH}_4)_2\text{CO}]$, амоній

хлориду (NH_4Cl), 20–44% натрій карбоксиметилцелюлози (загусник), а також барвник. Всі компоненти добре розчинні у воді і використовуються у вигляді розчину. Під час скиду з повітря утворюється компактний струмінь за рахунок підвищеної в'язкості, що дозволяє збільшити довжину протипожежної смуги. Вогнегасні загороджувальні смуги, густиною 1–2 л/м² забезпечують зупинення кромки низової пожежі протягом доби, але після цього ефективність такої вогнезахисної смуги знижується за рахунок розчинення її компонентів атмосферними опадами [237].

Для прокладання вогнезахисних загороджувальних смуг також рекомендовано використовувати натрій карбонат (Na_2CO_3) і натрій сульфат (Na_2SO_4 - мірабіліт), а також розчини на основі бішофота (K_2CO_3)-ОСБ-1, які розроблені в Санкт-Петербурзькому НДІ лісового господарства. Оптимальною, для гасіння лісових пожеж шляхом прокладання загороджувальних смуг з використанням розчинів ОС-А1, ОС-А2, ОСБ-1, ОС-5, ОС-5У, є концентрація 12-15% [237].

На сьогоднішній час в літературі зустрічаються поодинокі дослідження використання загороджувальних смуг для гасіння пожеж в лісових екосистемах України [266 -270].

Проведено натурні випробування з визначення ефективності загороджувальних смуг, створених нанесенням водних розчинів з вогнезахисними властивостями: ОС-5, сповільнювача горіння СГ-1, бішофоту та Агруспрофі. Розроблено методику натурних випробувань досліджуваних загороджувальних смуг та визначено ефективність загороджувальних смуг у локалізації низових лісових пожеж. Показано [268] ефективність загороджувальних смуг, створених за допомогою сповільнювача горіння СГ-1 та засобу «АРГУСПРОФІ» в порівнянні з ОС-5. Основними компонентами засобу «Агруспрофі» є: ортофосфорна кислота (32-35%), карбамід (27-28%), оксіетилідендифосфонова кислота (ОЕДФ) (11-13%), ізопропіловий спирт (11-12%), розчин амоніаку з концентрацією 25 % (8-10%), як антисептична добавка використовується борна кислота або солі полігексаметиленгуанідину (хлорид або фосфат) (0,1-1%). Слід зазначити, що засіб «АРГУСПРОФІ» не може бути віднесено до екологічно прийнятних

вогнегасних речовин, оскільки певні компоненти засобу належать до речовин 3-го класу небезпеки за ступенем впливу на організм, зокрема ізопропіловий спирт, який має наркотичну дію і різкий неприємний запах. Ам'ячна вода належить до 4 класу небезпеки, але викликає подразнення слизових і шкірних покривів, тому під час роботи необхідне використання засобів індивідуального захисту (рукавички, респіратори, окуляри).

В якості антипіренів запропоновано використання гідромагнезиту карбонатних мінералів, гунітів та природних сумішей гідромагнезиту та гуніту [271]. Шаруваті глинисті мінерали у вигляді 10 % суспензії бентонітової глини та річкового піску рекомендовані для локалізації та припинення горіння торфу шляхом створення протипожежних перешкод [272]. Відомо способи гасіння лісових пожеж з використанням дисперсій на основі природного глинистого мінералу (бентонітової глини), фосфогіпсу. На основі диференційного термогравіметричного аналізу встановлено, що мінерали знижують горючість лісових матеріалів за рахунок зменшення швидкості поширення полум'я і середньої його інтенсивності [271].

До сучасних засобів з вогнезахисними властивостями відноситься сповільнювач полум'я FR CROS 134T виробництва компанії «Budenheim» (Німеччина) [273].

Одним із засобів, що використовується для прокладання профілактичних протипожежних загороджувальних смуг і гасіння лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях є розроблений НДІ фізико-хімічних проблем спільно з Інститутом лісу НАН Республіки Білорусь засіб під торговою назвою «Метафосил» [273-276]. З 1996 «Метафосил» серійно випускається Гомельським хімічним заводом відповідно до технічних умов [277]. За результатами проведених натурних випробувань було встановлено, що загороджувальні смуги, створені за допомогою 10% водного робочого розчину засобу при нанесенні його на горючий матеріал з витратою 1,0-2,5 кг/м², здатні зберігати вогнезахисні властивості протягом 28-45 діб в залежності від вологості повітря. «Метафосил» рекомендований до мінімального переліку засобів пожежогасіння, які повинні мати пожежно-хімічні станції.

«Метафосил» (базовий склад) являє собою дисперсію амонійних фосфатів алюмінію і цинку в істинному розчині діамоній фосфату за наступного складу компонентів: $Al_2O_3 : ZnO : P_2O_5 : SiO_2 : NH_3 = 1,0 : 2,4 : 17,3 : 1,0 : 3,9$ [278]. Перевагами цієї суміші є зменшення виходу попелу в 2-3 рази внаслідок згорання обробленої деревини (за концентрації 10-12%), а також забарвлення в білий колір прокладеної мінералізованої смуги, вогнезахисний ефект до 40 діб за відсутності опадів [279-280].

Проте, запропонована суміш має наступні недоліки: висока вартість, що обумовлена використанням для її синтезу сполук цинку, використання агресивної (водний розчин амоніаку, 62-65% розчину ортофосфатної кислоти) сировини, велика громіздкість та токсичність операцій (золь-гель метод синтезу), нагрівання суміші за температури 100–105 °С за умови інтенсивного перемішування, погана адгезія до лісових горючих матеріалів, низька стійкість та в'язкість і як наслідок, низька вогнезахисна здатність. Обмежуючим фактором також є те, що при нанесенні на поверхню целюлозовмісних матеріалів, зокрема лісових горючих, розчинів і суспензій металофосфатів, часто погано розчинних, уповільнювачі горіння не закріплюється в достатній кількості на їх поверхні [281]. Шляхом удосконалення базового складу «Метафосил» отримано композицію під торговою назвою «Комплексил» (Білорусь), що використовується для прокладання профілактичних протипожежних загороджувальних смуг і активного гасіння у тому числі в зонах радіоактивного забруднення [276].

Високодисперсна композиція містить оксиди алюмінію та цинку, ортофосфатну кислоту, амоній гідроксид, натрій силікат, кальцій оксид, натрій гідроксид, поверхнево-активну речовину (ПАР) аніонної природи, поліакриламід, карбоксиметилцелюлозу. До переваг композиції під торговою назвою «Комплексил» слід віднести зменшення виходу попелу в 4 рази під час згорання обробленої деревини, а також забарвлення в білий колір прокладеної захисної смуги. Основними недоліками є недостатня економічність, складність операцій синтезу та погана здатність до розпилення, не тривалий термін зберігання робочого (10%) розчину, що складає 30 діб, оскільки можливе його завчасне затвердіння.

Перевагами відомих способів на основі дисперсій природного глинистого мінералу є можливість використання технологічних відходів мінеральних добрив. Основними недоліками відомих способів на основі дисперсій природного глинистого мінералу є погана адгезія вогнегасних речовин до лісових горючих матеріалів, низька стійкість та в'язкість і як наслідок, низька вогнезахисна здатність, а також необхідність ретельного подрібнення під час приготування, оскільки під час розпилення можливе засмічення отворів розпилювача.

Властивості гелеутворюючих рідин та їх вплив на механізм гасіння, що є наслідком синергізму ефекту охолодження, розбавлення, гомогенного та гетерогенного хімічного інгібування розглянуто авторами [282]. Проведено дослідження вогнезахисних характеристик ряду гелеутворюючих систем та досліджено вогнезахисні властивості гелеутворюючих композицій [269, 270]. Запропоновано спосіб гасіння низових лісових пожеж за допомогою бінарних гелеутворюючих систем, який полягає у тому, що вогнегасну речовину формують шляхом змішування двох водних розчинів в процесі роздільно-послідовної подачі, і при цьому на поверхні матеріалів утворюється негорючий та не текучий гель [269]. Перевагами способу гасіння за допомогою бінарних гелеутворюючих систем є формування на поверхні лісових горючих матеріалів негорючого та не текучого гелю силікатів, який зберігає вогнезахисні властивості в часі. Встановлено якісні закономірності впливу концентрацій речовин, що входять до складу гелеутворюючих композицій, на їх вогнезахисні характеристики. Встановлено ефективність компонентів ($35\% \text{CaCl}_2 + 5\% \text{Na}_2\text{O} \cdot 2,7\text{SiO}_2$) при роздільно-послідовному нанесенні на лісовий горючий матеріал для створення вогнезахисних смуг. Проведено натурні випробування гелеутворюючої суміші нанесеної на лісову підстилку на рівному і похилому рельєфі місцевості [270]. Разом із тим, залишаються невирішеними питання перебудови зв'язків в молекулі SiO_2 за високих температур, що супроводжується утворенням «реактивного кремнезему» $\equiv\text{Si}-$, який має високу хемосорбційну активність за рахунок кратного зв'язку [201]. Активація поверхні частинок SiO_2 з утворенням «реактивного кремнезему» веде до активації взаємодії з газами, парами, кислотами, важкими металами з утворенням

«кварцових контейнерів», які переносять токсичні речовини [283]. Однак головну небезпеку при утворенні кварцових аерозолів несуть часточки утворені в результаті розриву хімічних зв'язків та інших поверхневих дефектів, що успадковують структуру матричного матеріалу [284]. Дані частинки беруть участь в утворенні вільних радикалів або безпосередньо, або як каталізатори відповідних реакцій. За цих умов навіть хімічні реакції за участю нейтральних молекул на поверхні аерозолів можуть приводити до їх каталітичних перетворень на токсичні сполуки, які потрапляють в організм людини під час вдихання аерозолів. Кварцові аерозольні частинки потрапляючи в організм людини приносять на своїй поверхні сполуки, які є сильними токсинами, канцерогенами і мутагенами. А безпосередньо сам кварц у легенях викликає послідовні клітинні і біохімічні зміни. Навіть незначні його кількості можуть спричинити механічні пошкодження тканин організму (уламками кристалів кварцу), що зрештою призводить до силікозу. Кварц важко виводиться із організму і внаслідок цього може тривалий час продовжувати деструктивно впливати як на епітелій, так і на альвеолярні макрофаги [283].

Таким чином, під час боротьби з лісовими пожежами використовуються, в основному, багатоконпонентні суміші або концентрати, до складу яких входять добре розчинні у воді антипірени, але для багатоконпонентних сумішей виникають проблеми хімічної сумісності різних речовин і взаємного впливу компонентів на властивості вогнезахисної суміші в цілому. Будучи активними компонентами на момент гасіння пожежі, такі вогнегасні розчини не придатні для превентивного захисту (прокладання профілактичних вогнезахисних смуг), оскільки їхні водні розчини не утворюють атмосферостійких комплексів на поверхні лісових горючих матеріалів. Після випаровування води їхній захисний шар стає рихлим, легко вимивається і осипається під дією атмосферних опадів, оскільки є добре розчинним у воді [285, 286].

Для гасіння як верхових, так і низових лісових пожеж запропоновано висококонцентровану емульсію, до складу якої входять солі - інгібітори горіння, барвники, емульгатори, інгібітори корозії [286]. Ця емульсія не абразивна і не

випадає в осад. В ролі інгібіторів горіння використовують поліфосфати. Зазначено, що поліфосфати (триполіфосфат натрію, чотиріпірофосфат натрію, гексаметафосфат натрію, тринатрійфосфат) внаслідок висихання утворюють стійку полімерну плівку на лісових горючих матеріалах. Як емульгатори використовувались висококонцентровані емульсії, що є псевдопластичними рідинами.

Для гасіння лісових і рослинних пожеж з повітря, запропоновано композицію, що містять натрій карбоксиметилцелюлозу, барвник, амоній хлорид, каолін, діамоній фосфат та воду [287]. Перевагами такої композиції є збільшення в'язкості розчину, зменшення величини розпилення та втрат від випаровування і знесення вітром, що дозволяє збільшити довжину вогнезахисної смуги за рахунок отримання компактного струменя. Основними недоліками є недостатня економічність, а також необхідність ретельного подрібнення під час приготування, оскільки під час розпилення можливе засмічення отворів розпилювача.

В США проведено випробування з використанням авіації двох великих груп хімічних речовин для боротьби з лісовими пожежами. До першої групи хімічних речовин короткотривалої дії належить вода із змочувачами і вода із гелеутворюючими добавками. До другої, довгострокової дії, належить група інгібіторів (натрій-кальцієвий борат, амонійдигідроген фосфат ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) і амоній сульфат [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$]). Найбільш перспективним визнано 15–18% водний розчин амонійдигідроген фосфату ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$), який крім високих вогнегасних властивостей одночасно є мінеральним добривом [287, 288]. Застосування модифікувальних добавок до води, які або підсилюють її охолоджувальну здатність шляхом змінення в'язкості та зниження поверхневого натягу порівняно з водою, або є інгібіторами горіння, або ще додатково після випаровування води утворюють захисний шар на поверхні горіння. Але слід зазначити, що в цих роботах не розглядалися екологічні аспекти застосування таких речовин.

Останнім часом в якості нетоксичних антипіренів використовують інтерполімерні комплекси, які є особливим класом сполук і утворені комплементарними макромолекулами, тобто полімерами, функціональні групи

яких є спорідненими. За цих умов можуть утворюватися водневі, ван-дер-ваальсові, донорно-акцепторні і йонні (електростатичні) зв'язки [289, 290].

Аналіз літератури показує, що існуючі змочувачі та піноутворювачі антипіренними властивостями не володіють, а композиції з високою вогнегасною та вогнезатримуючою здатністю погано змочують лісові горючі матеріали і не можуть створювати піну.

Композицій довготривалої дії, здатних надавати лісовим горючим матеріалам негорючі властивості більше 24 годин і в той же час, що володіти добрими змочуючими і піноутворюючими властивостями не зареєстровано.

Як показують результати аналізу літературних джерел найбільш перспективними вогнегасними та вогнезахисними хімічними композиціями, призначеними для гасіння лісових пожеж є солі на основі ортофосфатної і поліфосфатної кислот, які за певних температур створюють в поверхневому шарі горючого матеріалу непроникну плівку для кисню, а також під дією температури розкладаються на йони фосфоровмісних сполук внаслідок чого підвищується ефективність як гомогенного, так і гетерогенного інгібування ланцюгових реакцій горіння органічних речовин, крім цього ефективними є композиції, що містять поверхнево-активні речовини та полімери в якості загусників.

4.3 Технічні характеристики піноутворювачів для гасіння пожеж у природних екосистемах, показники їх екологічної небезпеки

Спираючись на огляд інформаційних джерел, можна стверджувати що зменшення теплового (радіаційного) впливу на учасників пожежогасіння можливо за рахунок використання в системах пожежогасіння водних розчинів хімічних речовин, зокрема поверхнево-активних речовин (ПАР) і полімерів. Дані речовини вводяться в пожежні рукава і трубопроводи, що дозволяє збільшити витрати вогнегасної речовини, дальність додачі вогнегасної речовини, а також зменшити час проведення операції гасіння і відповідно поліпшити умови праці під час аварійно-рятувальних робіт шляхом збільшення відстані від рятувальника до осередку горіння [291].

Але використання певних ПАР і полімерів в якості вогнегасних засобів може мати негативні наслідки для навколишнього середовища.

При використанні певних хімічних речовин для гасіння пожеж у природних екосистемах виникає проблема забруднення навколишнього середовища не тільки продуктами повного та неповного згорання, а й речовинами, які використовуються в пожежогасінні [292, 293].

Небезпечний вплив полягає в тому, що компоненти водних вогнегасних речовин потрапляють у навколишнє середовище, що може приводити до негативних екологічних наслідків [294]. Тому останнім часом особлива увага приділяється екологічній складовій засобів пожежогасіння. В Європейському Союзі на законодавчому рівні впроваджено регламент REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals), в якому регламентується регулювання, виробництво, розміщення на ринку і використання різних хімічних речовин. Він запропонований з метою поліпшення захисту навколишнього середовища та здоров'я людини [295]. Тому сучасні вогнегасні засоби, до складу яких входять певні хімічні речовини, повинні відповідати екологічним вимогам REACH.

При дослідженні спирались на дані Європейської комісії по пестицидам (EU Pesticides database) [296], дані щодо паспорту безпеки матеріалу [297], базу даних PubChem (системи, яка підтримується Національним центром біотехнологічної інформації, компонентом Національної медичної бібліотеки, що входить до складу Національних інститутів охорони здоров'я США) [298], інформацію про хімічні речовини Європейського агентства з хімічних речовин (офіційний орган ЄС, який відповідає за впровадження REACH) [299]. Як характеристики використовувалися гостра водна токсичність, хронічна водна токсичність, біонакопичувальний потенціал та здатність до розкладання. Також як характеристику використовували величину прогнозованої безпечної концентрації (predicted no effect concentration – PNEC) – концентрації речовини, нижче якої не очікується негативних впливів на навколишнє середовище. Слід зазначити, що співставлення даних ускладнюється способом їх представлення. Так, для екологічних характеристик речовин використовуються летальна концентрація (lethal concentration – LC), максимальна

спостережувана недіюча концентрація (no observed effect concentration – NOEC), мінімальна спостережувана діюча концентрація (low estobserve deffect concentration – LOEC), ефективна концентрація для X %-го ефекту (concentration associated with X % response – EC_x). Екологічній безпеці при виборі засобів гасіння лісових пожеж на основі ПАР та полімерів присвячені наступні дослідження.

Ступінь небезпеки піноутворювачів для екосистем залежить від природи ПАР, що використовуються під час гасіння пожеж. В залежності від біохімічного розкладання, всі ПАР, що випускаються промисловістю поділяються на три групи [300]: ПАР, ступінь біохімічного розкладання яких складає 85% і більше – «біологічно м'які»; ПАР, ступінь біохімічного розкладання 70-85%; ПАР, ступінь біохімічного розкладання яких менше 70% «біологічно жорсткі». До «біологічно жорстких» ПАР відносяться оксиетильовані алкілфеноли (ОП-7, ОП-10), а серед аніоноактивних – алкіларилсульфонати, що мають розгалуджену будову (типу сульфонолу НП-I, РАС, змочувача НБ). Також, до «біологічно жорстких» піноутворювачів відносяться дороговартісні піноутворювачі цільового призначення з фторованими ПАР [301].

Однак, завдяки високій вогнегасній здатності використання плівкоутворюючих піноутворювачів з фторованими ПАР під час гасіння пожеж у великих резервуарах, в тому числі з водорозчинними (полярними) рідинами, за умови контрольованого використання вважається доцільним [302]. Ще одним фактором екологічної небезпеки перфторованих ПАР є утворення внаслідок термодеструкції фторвмісних продуктів згорання.

Дослідження із захисту навколишнього середовища, довели екологічну небезпеку ПАР на основі перфтороктанкарбоксилатів (ПФОК) і перфтороктансульфонатів (ПФОС). Дані ПАР надзвичайно стабільні в природних екосистемах, не піддаються гідролізу, токсичні, мігрують по харчових ланцюгах, їх не споживають мікроорганізми присутні у воді та ґрунті, володіють біоакмулюючою здатністю [303]. Встановлено, що ПФОК і ПФОС є екологічно небезпечними піноутворювачами, тому з 2000 року вони віднесені до стійких

органічних забруднювачів, а їх випуск і застосування в США, Канаді та країнах Євросоюзу обмежені [European Chemical Agency [303].

Експериментально встановлено, що фторсинтетичні піноутворювачі в 150 разів більш токсичні «біологічно жорсткого» піноутворювача ПО-6К і в 2500 разів є більш стабільними до біохімічному розкладання у навколишньому середовищі [304]. Підтвердженням екологічної небезпеки таких піноутворювачів стало рішення агентства з охорони навколишнього середовища США оголосити програму добровільного виведення з обігу таких речовин.

Традиційні аніонні піноутворюючі володіють ще більшою токсичністю в порівнянні з фторвмісними [305]. Це означає, що досліджені піноутворювачі не відповідають висунутим до них вимогам екологічної безпеки.

Авторами [294] досліджено проблему екологічної безпеки ґрунту, забрудненого розчинами піноутворювачів, що використовуються для гасіння пожеж. Досліджено вплив розчинів піноутворювачів для гасіння пожеж українських виробників загального призначення «Альпен», «Пірена», «БАРС-S1» та спеціального призначення «БАРС-AFFF» на ріст рослин *Sinapis alba*. За результатами фітотоксичних ефектів встановлено рівні токсичності сірого лісового ґрунту, забрудненого розчинами піноутворювачів для гасіння пожеж. Показано, що найбільш небезпечним для рослин є свіже забруднення ґрунту розчином піноутворювача спеціального призначення «БАРС-AFFF», а найбільш безпечним для рослин обґрунтовано використання піноутворювача «БАРС-S1» [292, 294].

Оскільки велика група ПАР практично не розкладаються з часом і дуже повільно розкладаються під дією ультрафіолетового опромінення сорбуючись на поверхні дисперсних мінералів, донних відкладень і інших природних колоїдних систем, порушуючи при цьому екологічну рівновагу, європейські країни підписали угоду, в якій зазначено, що ПАР, які використовуються в промисловості та побуті повинні містити не менше 80% ПАР, що біохімічно розкладаються [304, 305].

Тому з метою охорони навколишнього середовища і раціонального використання природних ресурсів ПАР третьої групи, «біологічно жорсткі», поступово замінюються ПАР першої і другої груп [306].

Необхідно відмітити, що застосування ПАР в пожежогасінні можуть викликати негативні наслідки для здоров'я особового складу учасників пожежогасіння. Якщо розбавлені розчини, особливо при разовому потраплянні на незахищену шкіру, не викликають ніяких побічних наслідків, то при багаторазовому впливі концентрованих розчинів ПАР може спостерігатися дерматит. Робочі (розведені) розчини ПАР при багаторазовому використанні, можуть викликати невелике помутніння рогівки ока, яке зникає з часом. Концентровані розчини ПАР при потраплянні в очі викликають подразнення, що призводить до помутніння рогівки ока, яке може не зникати протягом місяця. При багаторазовому впливі ПАР на тканини очей можуть відбуватися незворотні зміни. При роботі з розчинами ПАР, особливо концентрованими, необхідно ретельно захищати очі. При потраплянні ПАР в очі рекомендується промити їх великою кількістю води або 2% -ним розчином борної кислоти, що в більшості випадків зменшує запальний процес [307].

При надходженні в організм людини ПАР здатні накопичуватися на клітинних мембранах, покриваючи їх поверхню тонким шаром, і за певної концентрації здатні викликати порушення найважливіших біохімічних процесів; стимулюють резорбцію речовин в шлунково-кишковому тракті; підвищують вміст холестерину в крові; змінюють екскреторну функцію печінки; змінюють водно-сольовий баланс організму; порушують окисно-відновні процеси; створюють реальні передумови для посилення токсичної дії суміші речовин навіть в тих випадках, коли ці речовини надходять в організм в незначних концентраціях [293].

Одним із шляхів підвищення екологічних параметрів вогнегасних засобів є створення екологічно безпечних піноутворювачів [293,], до складу яких входять ПАР рослинного і тваринного походження. Із таких піноутворювачів на початку минулого століття і починалося пінне пожежогасіння. Як піноутворювачі використовувалися екстракти лакриці і мильного кореня, продукти переробки біомаси. У деяких європейських країн протеїнові піноутворювачі, завдяки їх високим екологічним показникам, використовуються на сьогодні. Високими екологічними характеристиками володіють піноутворювачі на основі екстракту

хмелю [305].

Відомо способи гасіння лісових пожеж шляхом створення протипожежних загороджувальних смуг і опорних ліній та активного гасіння з використанням повітряно-механічних пін, у вигляді суміші повітря, води і піноутворювача під торговими назвами ПО-1, ПО-6, НП-1, НП-5 [308]. Перевагами відомих способів із використанням повітряно-механічних пін є зменшення втрат від випаровування і знесення вітром. Основними недоліками відомих способів із використанням повітряно-механічних пін є низька стійкість та низька вогнезахисна здатність.

Але, за своїми вогнегасними і економічними параметрами вони істотно поступаються синтетичним піноутворювачам. Тому пошук екологічно безпечних і ефективних в пожежогасінні ПАР і полімерів є актуальним завданням.

4.4 Використання полімерів для гасіння пожеж у природних екосистемах

Для підвищення рівня екологічної безпеки в літературі описано використання гідродинамічно-активних полімерів та композицій на їх основі, зокрема для [309, 310]: локалізації токсикантів в літосфері, зменшення забруднення атмосфери пилом під час ліквідації аварій та надзвичайних ситуацій [311]; підвищення ефективності гасіння великомасштабних пожеж [312]; підвищення ефективності роботи систем водяного пожежогасіння [313, 314]; збільшення пропускної здатності трубопроводів в період «пікових навантажень» [315]; підвищення ефективності роботи мобільних установок пожежогасіння [316]; вдосконалення способів регулювання тиску і витрат води по трубопроводах в складних гідравлічних системах [317, 318].

Використання гідродинамічно-активних полімерів дозволяє реалізувати явище, відкрите понад півстоліття тому англійським хіміком Томсом (ефект Томса) [319]. Суть його полягає в зниженні турбулентності потоку і гідравлічного опору тертя при введенні в потік рідини невеликих кількостей високомолекулярних полімерів, які здатні знижувати гідродинамічний опір потоку рідини, тобто опір

руху рідини, викликаний впливом стінок труб, каналів тощо.

Особливої актуальності величина гідродинамічного опору набуває за необхідності короткочасної подачі великих кількостей води, наприклад - при пожежогасінні. Серед перспективних сполук останнього десятиліття, для розробки протитурбулентних агентів ефективними є водорозчинні макромолекули як природних, так і синтетичних полімерів, зокрема, поліетиленоксид, поліакрилова кислота, поліакриламід та полі N-вінілформамід [320]. Але залишились невирішеними питання, пов'язані з проблемою дозування полімерів в пожежні рукава, приготування розчинів відповідної концентрації із порошків та зниження гідродинамічної активності під час зберігання однорідних розчинів, зокрема поліетиленоксиду та поліакриламиду [321, 322].

Причиною цього можуть бути об'єктивні труднощі, пов'язані з потребою завчасного приготування однорідних розчинів із порошків, що потребує громіздкого обладнання, а процес розчинення є довготривалим в часі. Крім того, під час перемішування порошку може відбуватися злипання частин, які не розчинилися, а отримання розчинів з концентрацією більше 0,2% є технічно складним із-за гігроскопічності поліакриламиду [320].

Все це дозволяє стверджувати на доцільність проведення досліджень присвячених пошуку зручних у використанні концентрованих розчинів гідродинамічно активних полімерів здатних зберігати свої властивості протягом тривалого часу [323, 324].

Отже, найбільш перспективними вогнегасними та вогнезахисними хімічними композиціями, призначеними для гасіння лісових пожеж є солі на основі ортофосфатної й поліфосфатної кислот. Дані речовини за певних температур створюють в поверхневому шарі горючого матеріалу непроникну плівку для кисню, а під дією температури розкладаються на йони фосфоровмісних сполук внаслідок чого підвищується ефективність як гомогенного, так і гетерогенного інгібування ланцюгових реакцій горіння органічних речовин. Фосфор має вирішальне значення для розробки нових ефективних антипіренів, головним чином через його хімічну універсальність: він може виступати інгібітором як в

конденсованій, так і в газовій фазі, в різних ступенях окиснення та в синергізмі з різними елементами. А синергізм N-P сприяє утворенню зшитих ланцюгів під час пожежі, тим самим сприяючи утриманню P в конденсованій фазі, отримуючи більш термічно стійкі та екологічно безпечні сполуки. Ефективними є також композиції, що містять поверхнево-активні речовини (ПАР) та полімери в якості загусників [184, 186, 194, 210, 211,].

Проте відомі технологічні рішення не дозволяють забезпечити створення композицій, що володіли б одночасно високими змочуючими, піноутворюючими та вогнестримуючими властивостями. Причиною цього може бути антагонізм речовин, що відповідають за певні властивості багатокomпонентних сумішей. Оскільки змочувачі та піноутворювачі виготовляються на основі ПАР, які погано змішуються з нітрогенофосфорвмісними та іншими антипіренними сполуками, що найбільш часто використовуються для створення вогнезахисних смуг довготривалої дії. Також обґрунтовано доцільність використання речовин, що одночасно проявляють властивості ПАР та полімерів, а також містять у своєму складі N та P і належить до органічних сполук гуанідинового ряду. Дані сполуки здатні утворювати поліелектролітні комплекси на поверхні целюлозовмісних матеріалів, а під час термічного розкладу в йон-радикальних реакціях виділяють речовини, що інгібують процес горіння [45, 186-188].

За припущенням, утворення інтерполімерних комплексів даних речовин може бути перспективним для седиментації радіоактивно забрудненого пилу і тим самим забезпечує запобігання поширенню радіоактивних частинок (радіонуклідів) із забруднених ділянок. Гіпотетично ефективним може бути застосування водних вогнегасних та вогнезахисних речовин, які завдяки своєму хімічному складу, можуть одночасно реалізовувати декілька параметрів припинення горіння (охолодження, ізолювання, флегматизацію, інгібування), здатних до фіксації радіоактивних аерозолів унаслідок адсорбції або утворення на поверхні горючого матеріалу полімерних плівок і не містять небезпечних компонентів є найперспективнішим шляхом зменшення екологічних наслідків лісових пожеж, в тому числі на радіоактивно забруднених територіях [45, 185, 186].

Таким чином, використання запропонованих речовин та композицій на їх основі дозволить підвищити рівень екологічної безпеки життєдіяльності населення наступним шляхом: зниження пилоутворення (седиментації) радіоактивного пилу; локалізації та адсорбції радіоактивних продуктів горіння; зменшення дозових навантажень на населення та учасників пожежогасіння.

Науковому обґрунтуванню розроблення таких рецептур водних вогнезахисних та вогнегасних речовин, технологій їх застосування присвячені подальші дослідження.

4.5 Висновки до четвертого розділу

4.5.1 Наведено порівняльні дані хімічних речовин, їх сумішей для гасіння лісових пожеж та показники їх екологічної небезпеки. Виявлено, що існуючі змочувачі та піноутворювачі антипіренними властивостями не володіють, а композиції з високою вогнегасною та вогнестримуючою здатністю погано змочують лісові горючі матеріали і не можуть створювати піну. Композицій довготривалої дії, здатних надавати лісовим горючим матеріалам негорючі властивості більше 24 годин і в той же час, ще володіти добрими змочуючими і піноутворюючими властивостями не зареєстровано.

4.5.2 Показано, що найбільш перспективними вогнегасними та вогнезахисними хімічними композиціями, призначеними для гасіння лісових пожеж є солі на основі ортофосфатної і поліфосфатної кислот. Дані речовини за певних температур створюють в поверхневому шарі горючого матеріалу непроникну плівку для кисню, а під дією температури розкладаються на йони фосфоровмісних сполук внаслідок чого підвищується ефективність як гомогенного так і гетерогенного інгібування ланцюгових реакцій горіння органічних речовин. А тривале збереження вогнезахисного ефекту можливе, якщо інгібітори вступають у реакцію з компонентами лігніновуглецевого комплексу.

4.5.3 Обґрунтовано доцільність використання речовин, що одночасно проявляють властивості ПАР та полімерів, а також містять в своєму складі N та

P і належить до органічних сполук гуанідинового ряду. Дані сполуки здатні утворювати поліелектролітні комплекси на поверхні целюлозовмісних матеріалів, а під час термічного розкладу в йон-радикальних реакціях виділяють речовини, що інгібують процес горіння. Показано, що синергізм P-N сприяє утворенню зшитих ланцюгів під час пожежі, тим самим сприяючи утриманню P в конденсованій фазі, отримуючи більш термічно стійкі та екологічно безпечні сполуки.

4.5.4 Обґрунтовано використання екологічно прийнятних водних вогнегасних та вогнезахисних речовин гуанідинового ряду для гасіння лісових пожеж (у тому числі на радіоактивно забруднених територіях) та мінімізації вмісту радіоактивних аерозолів у приземному шарі повітря.

У розділі використані роботи автора [45, 184-188, 194, 198, 210, 211].

РОЗДІЛ 5

**ВИЗНАЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ СОЛЕЙ
ПОЛІГУАНІДИНУ ДЛЯ ПРЕВЕНТИВНОГО ЗАХИСТУ
ГОРЮЧИХ МАТЕРІАЛІВ**

Виходячи з теорії будови твердого тіла лісові горючі матеріали є полімерами рослинного походження, що складаються із суміші природних полімерів (рис. 5.1): целюлози, лігніну, геміцелюлози [186]:

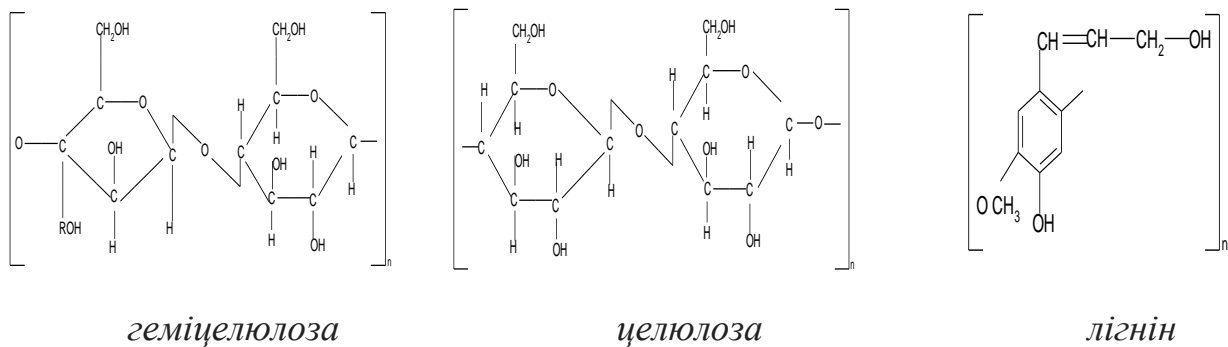


Рис. 5.1 - Структурна формула основних компонентів лісових горючих матеріалів

Основні компоненти деревини відрізняються за своєю термостабільністю і кінетичними параметрами розкладання. У середньому можна прийняти, що в деревині хвойних порід міститься 48-56% целюлози, 26-30% лігніну, 23-26% геміцелюлози (10-12% пентозанів і близько 13% гексозанів). У той же час деревина листяних порід містить 46-48% целюлози, 19-28% лігніну, 26-35% геміцелюлози (23-29% пентозанів і 3-6% гексозанів) Крім органічних речовин деревина містить мінеральні сполуки, які під час згорання дають 0,2-1,7% золи [325].

Геміцелюлоза активно розкладається в температурному діапазоні 225-235⁰С. целюлоза- 325-375⁰С. Втрати маси лігніну відбуваються за температур 250-500⁰С [325]. Процес горіння целюлозовмісних матеріалів за достатньої кількості кисню спрямований до утворення найпростіших продуктів розкладу: CO₂ і H₂O.

Зовнішнє джерело тепла нагріваючи матеріал до температури 30–60°C – провокує випаровування вологи, під час подальшого нагрівання до 100°C – відбувається сушіння матеріалу, що продовжується в інертному режимі до температури 250°C. Під час нагрівання деревини до 150°C із неї випаровується в основному вода, потім починається розкладання деревини з виділенням легких горючих речовин. За температури 160–170°C відбувається реакція часткового гідролізу. Швидкість термічного розкладу деревини знижується за наявності в її структурі антипіренів, які впливаючи на кінетику піролізу, зменшують швидкість утворення горючих летких продуктів (CH₄, H₂, CO тощо), інгібують газофазові реакції в полум'ї та виключають безполуменеве горіння карбонізованого залишку [326].

Найбільш ефективними речовинами, що знижують горючість матеріалів, які містять гідроксильні групи є фосфоровмісні інгібітори [325]. А тривале збереження вогнезахисного ефекту можливе, якщо інгібітори вступають у реакцію з компонентами лігніновуглецевого комплексу [325]. Даний факт використаний нами для розробки рецептур вогнезахисних композицій та проведення профілактичних протипожежних заходів [186-188, 198, 199, 327].

5.1 Закономірності адсорбції солей полігексаметиленгуанідину на поверхні целюлозовмісних матеріалів

Оскільки поверхня лісових горючих матеріали побудована з аніоноактивних макромолекул і має негативний заряд, то до такої поверхні спорідненими є матеріали, які мають позитивний заряд, тобто катіоноактивні макромолекули, зокрема солі ПГМГ. Полімерна плівка ПГМГ має високу адгезію до аніоноактивно зарядженого матеріалу. Наявність іоногенних гуанідинових та гексаметиленових груп обумовлюють здатність до адсорбції на границі розділу фаз, що призводить до більш ефективного змочування дисперсних матеріалів [328, 329].

Загальний процес адсорбції ПГМГ на поверхні целюлозовмісного матеріалу може лімітуватися однією або кількома стадіями: координацією ПГМГ за рахунок

гидроксильних груп целюлози, геміцелюлози, лігніну або комплексоутворенням за рахунок координаційних зв'язків з атомами нітрогену чи фосфору [187].

Ізотерми адсорбції в координатах «величина адсорбції (Γ)» та «рівноважна концентрація [C_R]» з високою достовірністю (R^2 0,98–0,99) описуються кривою вигляду:

$$\Gamma = \Gamma_{\max} (1 - e^{-kC_R}), \quad (5.1)$$

де Γ_{\max} – максимальна величина адсорбції ($\times 10^{-2}$ г/г) ПГМГ-ГФ залежно від видового складу деревини, k – коефіцієнт адсорбції, який визначає форму («крутизну») кривої адсорбції, C_R – рівноважна концентрація ПГМГ-ГФ у розчині при обробленні лісових горючих матеріалів (г/г).

Аналізуючи вигляд кривих ізотерм адсорбції (рис.5.2) можна зазначити, що адсорбція проходить за моделлю Ленгмюра, оскільки криві мають опуклу форму з насиченням, що круто піднімаються вгору, це дозволяє припустити про наявність хімічної взаємодії (разом з фізичною) між речовиною і деревиною [187].

На початковій ділянці ізотерми вигнуті відносно осі концентрації, для березових зразків процес досягає насичення, що відображено у вигляді плато.

У випадку сосни та дубу вигляд ізотерм близький до лінійного, що може говорити про можливість монофункціонального характеру адсорбції, особливо на початковій стадії [187]. Максимальна сорбційна ємність ПГМГ-ГФ на зразках деревини визначається з рівняння (5.1) та становить від 0,16 до 0,24 г/г залежно від видового складу деревини (табл. 5.1).

Таблиця 5.1. - Параметри адсорбції ПГМГ-ГФ залежно від видового складу деревини

Вид деревини	$\Gamma \cdot 10^{-2}$, г/г	k
Береза	23,9	0,179
Сосна	19,9	0,0403
Дуб	15,9	0,0342

За цих умов величина рівноважної концентрації ПГМГ-ГФ, необхідна для формування напівнасиченого захисного шару становить (г/г): для березових порід – 3,87; для соснових – 17,2; для дубових – 20,3.

Результати експериментального дослідження адсорбції ПГМГ-ГФ на зразках бімаси у відповідності з кінетичними моделями псевдопершого і псевдодругого порядку [187].

За моделлю псевдодругого порядку швидкість процесу визначається швидкістю стадії взаємодії між сорбатом та сорбентом, проте в області високих концентрацій, хоч кінетичні криві і лінеризуються найкраще в координатах рівняння псевдодругого порядку, коефіцієнти кореляції за рівнянням псевдопершого порядку є близькими до 1.

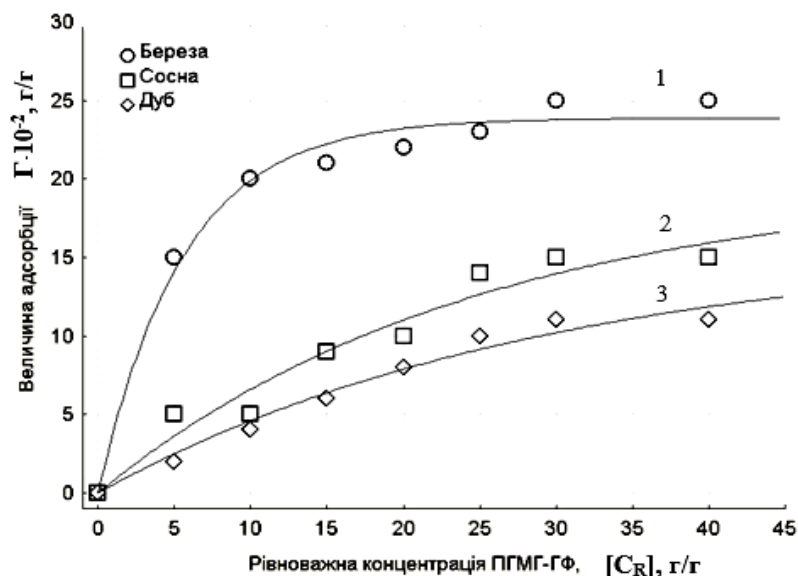


Рис. 5.2. - Ізотерми адсорбції полігексаметиленгуанідин гідрофосфату: 1- береза, 2- сосна, 3- дуб

Така особливість може свідчити про те, що в області низьких концентрацій лімітуючою стадією є взаємодія між ПГМГ-ГФ та гідроксильними групами поверхні. Тоді, як в області високих концентрацій свій вклад вносить ще й внутрішня дифузія [187]. Загальний процес адсорбції ПГМГ на поверхні целюлозовмісного матеріалу може лімітуватися однією або кількома стадіями: координацією ПГМГ за рахунок гідроксильних груп целюлози, геміцелюлози,

лігніну або комплексоутворенням за рахунок координаційних зв'язків з атомами Нітрогену чи Фосфору [187].

Гуанідинові полімери досить легко вступають в хімічні реакції з целюлозовмісними метеріалами з утворенням сітчастих інтерполімерних комплексів і ковалентно-зв'язаних інтерполімерів, які після висихання утворюють на поверхні водостійкі полімерні плівки з високими характеристиками міцності і пролонгованим біоцидним ефектом, що обумовлено наявністю в складі ПГМГ гуанідинових груп, які об'єднані в загальний полімерний ланцюг, але в хімічній взаємодії завжди бере участь лише частина з них, а вільні групи надають речовині біоцидних властивостей та є бар'єром для проникнення мікроорганізмів в поверхневий шар деревини повітряно-крапельним способом [186].

Подальші дослідження були присвячені встановленню можливої структури утворених на поверхні комплексів. Достатньо інформативним сучасним методом дослідження природної сировини є інфрачервона спектроскопія (ІЧ) з Фур'є перетворенням, що включає в себе не просто суму смуг поглинання окремих компонентів лісових горючих матеріалів, а включає смуги, що характеризують зв'язки між молекулами целюлози, геміцелюлози та лігніну [330].

5.2 Визначення сольового складу водних вогнезахисних композицій для прокладання загороджувальних смуг

Методами ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням досліджено особливості модифікування солей полігексаметиленгуанідину в залежності сольового складу та від молекулярної (5500-6000 а.о.м., 7000-8000 а.о.м., 10000-11000 а.о.м.) маси на біомасі соснових зразків.

Для рослинних матеріалів до складу яких входить целюлоза характерні наступні смуги: 3600–3000 см⁻¹ (–ОН і –NH₂), 3000 і 2800 см⁻¹ (–СН– і –СН₂–), 1660 і 1600 см⁻¹ (–NH₂ і –С=О), 1430 і 1320 см⁻¹ (–СН₂–), 1380 см⁻¹ (кутове коливання –СН– в –СНОН–), 1160 см⁻¹ (–С–О–С–), 1080 см⁻¹ (–С–О–) [330].

Методами ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням встановлено (рис.5.3), що координація ПГМГ-ГФ молекулярною масою 5500-6000 а.о.м. відбувається переважно за рахунок гідроксильних груп геміцелюлози. Із збільшенням концентрації ПГМГ-ГФ до 12% відбувається координація за рахунок гідроксильних груп лігніну, що підтверджується зменшенням інтенсивності смуги поглинання в області 1028см^{-1} .

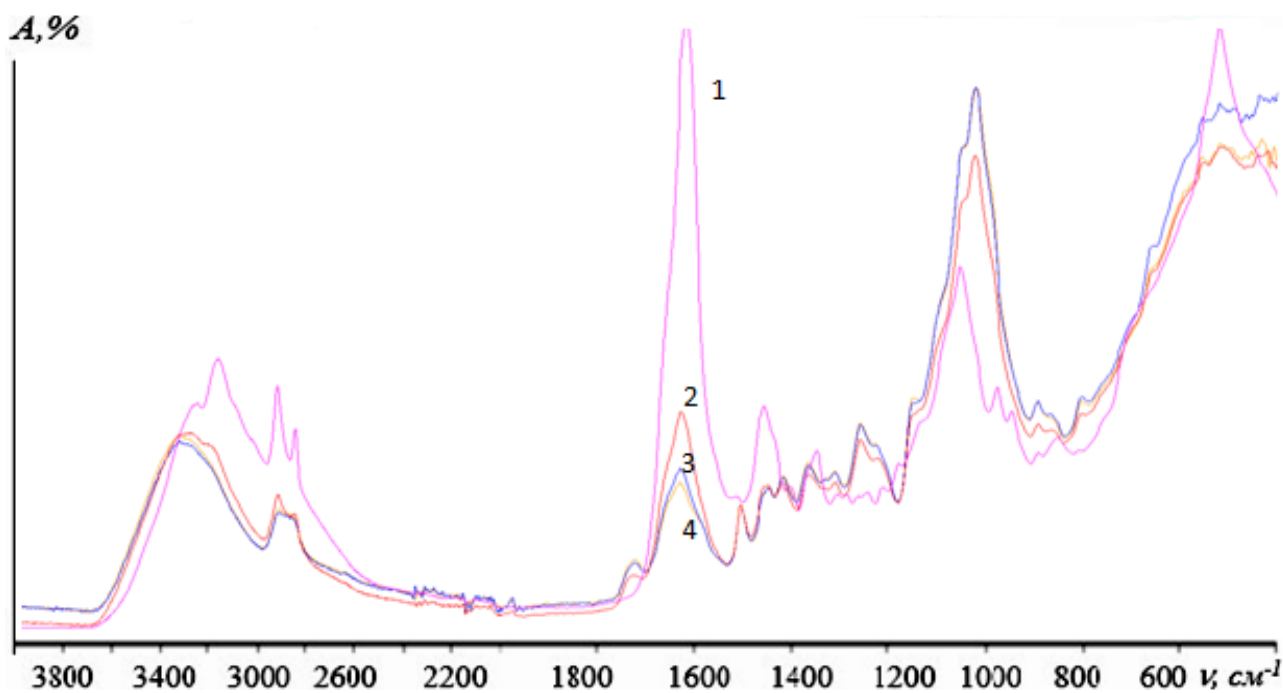


Рис. 5.3 – Спектри ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням ПГМГ-ГФ (5500-6000 а.о.м.): 1 – 24% розчин ПГМГ-ГФ; компоненти біомаси оброблені 12% (2); 6% (3); 3% (4) розчином ПГМГ-ГФ

Під час адсорбції ПГМГФ молекулярної маси 5500-6000 а.о.м на поверхні біомаси соснових зразків спостерігається зменшення інтенсивності смуги целюлози 1028см^{-1} по відношенні до стандартизованої смуги 1509см^{-1} лігніну, за рахунок взаємодії полімеру з геміцелюлозою.

Смуга лігніну за концентрацій 3-6% полімеру на поверхні соснових зразків не змінює інтенсивності, а за концентрацій 12% спостерігається зменшення інтенсивності смуги 1028см^{-1} (рис.5.4).

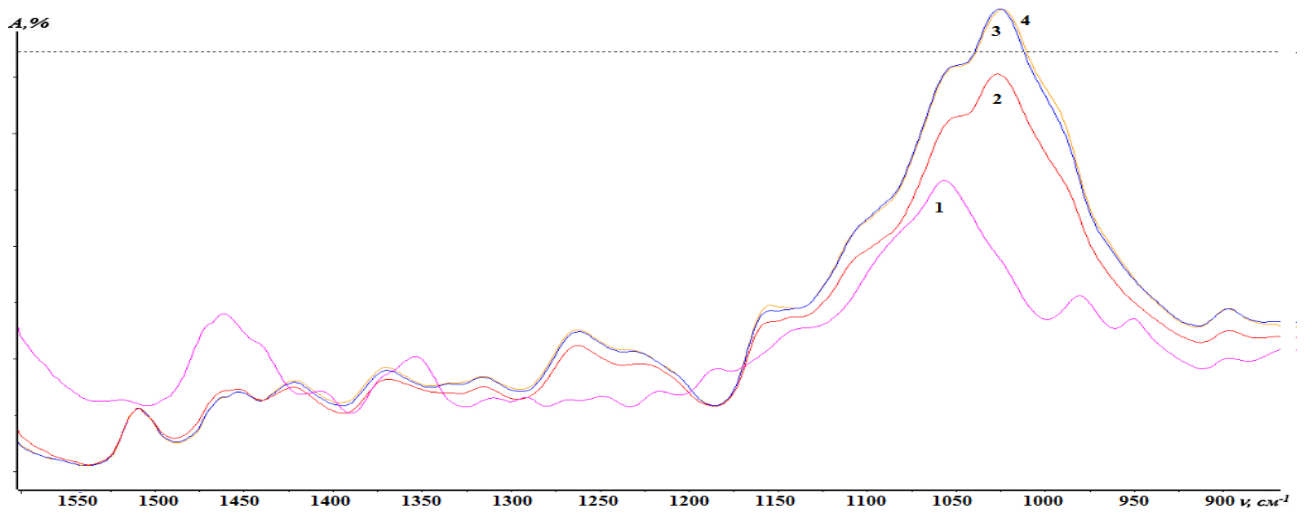


Рис. 5.4 – Спектри ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням ПГМГ-ГФ (5500-6000 а.о.м.): 1 – 24% розчин ПГМГ-ГФ; компоненти біомаси оброблені 12% (2); 6% (3); 3% (4) розчином ПГМГ-ГФ (зменшення інтенсивності смуги 1028cm^{-1})

Під час адсорбції ПГМГ-ГФ молекулярної маси 10000-11000 а.о.м на поверхні біомаси (для соснових зразків деревини) спостерігається зменшення інтенсивності смуги лігніну 1509cm^{-1} (рис.5.5) по відношенню до стандартизованої смуги целюлози 1028cm^{-1} .

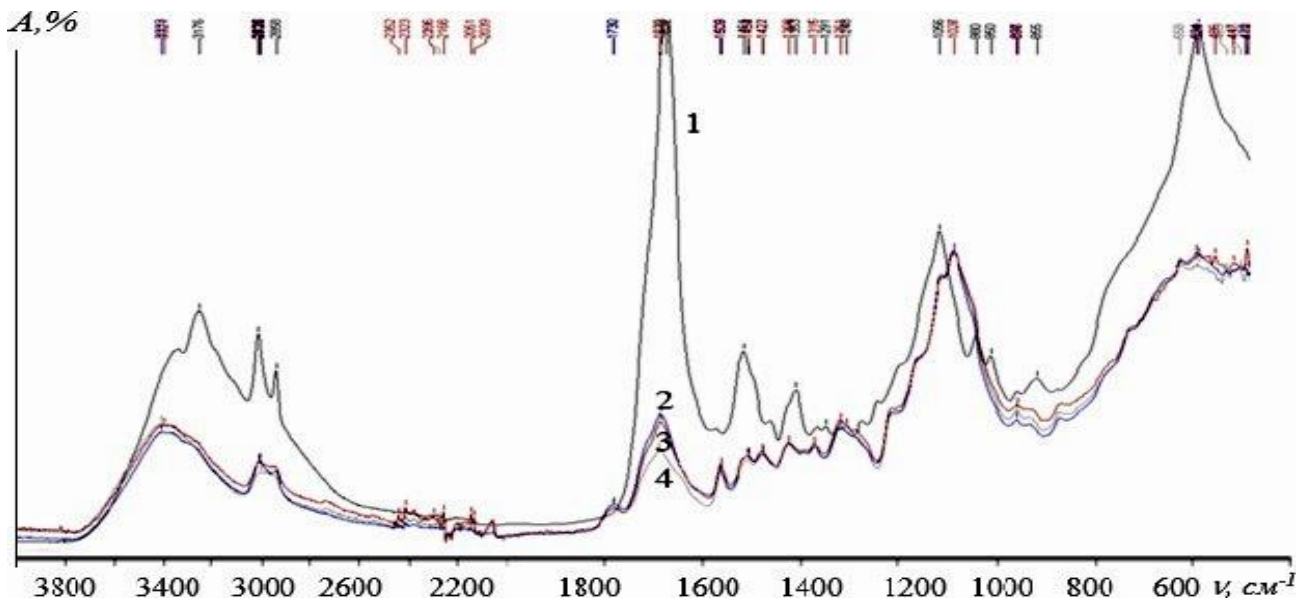


Рис. 5.5 – Спектри ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням ПГМГ-ГФ (10000-11000 а.о.м.): 1 – розчин 24%; компоненти біомаси оброблені 12% (2); 6% (3); 3% (4) розчином ПГМГ-ГФ

За концентрацій полімеру 3-12% зміщення смуги лігніну 1509cm^{-1} не спостерігається, що вказує на переважно фізичний механізм адсорбції, через гідроксильні групи целюлози, яка складає майже 70% маси лісових горючих матеріалів. Структурна формула утвореного на поверхні комплексу може бути представлена схемою (рис. 5.6)

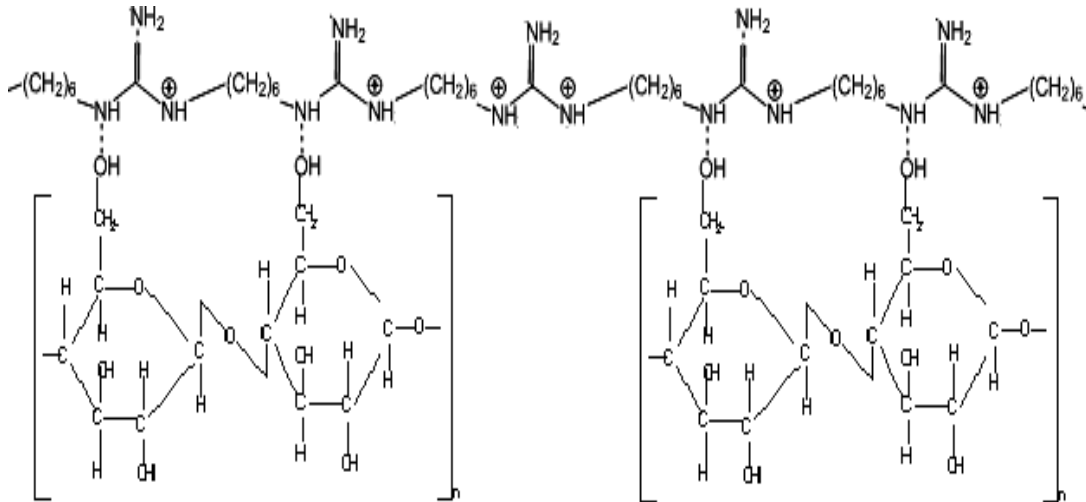


Рис. 5.6 – Схема можливого комплексу ПГМГ-ГФ утвореного з целюлозою на поверхні лісових горючих матеріалів

Аналізуючи структуру утвореного на поверхні комплексу (рис. 5.6), слід зазначити, що у хімічній взаємодії бере участь лише частина гуанідинових груп, а вільні групи здатні надавати речовині біоцидних властивостей, що може бути використано для проведення профілактичних заходів з метою захисту лісових насаджень від шкідників.

В ІЧ-спектрах соснових зразків біомаси, оброблених ФСГ-1, спостерігається зміщення смуги поглинання лігніну в короткохвильову область від 1509 cm^{-1} до 1504 cm^{-1} із збільшенням концентрації ФСГ-1 (рис.5.7 (а) та 5.7 (б)), що обумовлено адсорбцією ФСГ-1 на поверхні лісових горючих матеріалів, в тому числі, і за рахунок гідроксильних груп лігніну [7].

Також в ІЧ-спектрах соснових зразків деревини, оброблених ФСГ-1 спостерігається зменшення інтенсивності смуги поглинання лігніну $1505\text{-}1510\text{ cm}^{-1}$ по відношенню до смуги геміцелюлози в області 1222 cm^{-1} .

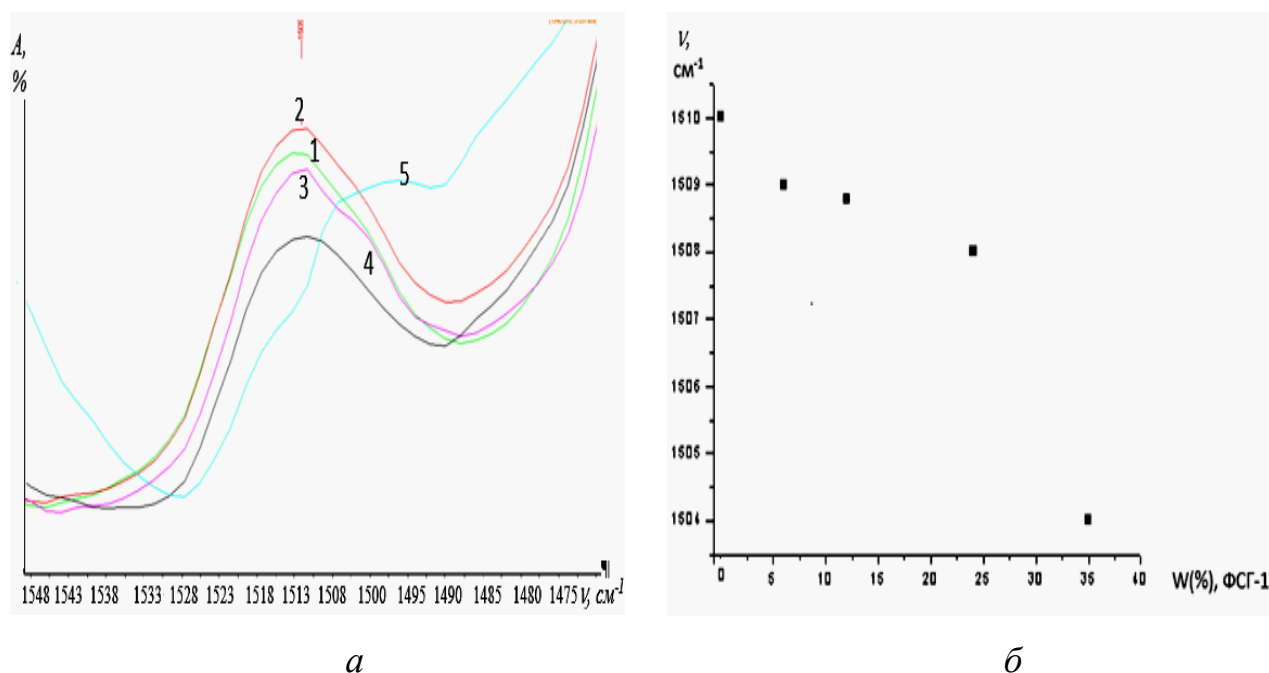


Рис. 5.7 - Залежність смуг поглинання лігніну від концентрації ФСГ-1: а – фрагмент ІЧ-спектру: 1–соснові зразки не модифіковані, соснові зразки модифіковані 6%(2), 12%(3), 24%(4), 35%(5) розчином ФСГ-1; б – графік зміщення смуги поглинання залежно від концентрації ФСГ-1

Відомо, що целюлоза і геміцелюлоза беруть участь в утворенні оцтової кислоти, смоли, газів і вугілля, але не беруть участь в утворенні метилового спирту, який утворюється з лігніну, в свою чергу лігнін складається із продуктів полімеризації ароматичних спиртів, основний мономер коніферилловий спирт і приблизно 16% метоксильних груп лігніну витрачається на утворення метилового спирту, крім цього, метоксильні групи лігніну входять у смолисті продукти, а також беруть участь в утворенні метану. Крім метилового спирту, з лігніну утворюється оцтова кислота, гази, смола і вугілля, причому останній у більшій кількості, ніж з целюлози (до 50%) [187].

Координація ФСГ-1 через гідроксильні групи лігніну на поверхні соснових зразків лісових горючих матеріалів представлена схемою (рис.5.8). Оскільки саме продукти піролізу лігніну беруть участь в утворенні метилового спирту, оцтової кислоти, газів, зокрема метану та смолистих речовин, то координація полімеру через гідроксильні групи лігніну може привести до зміни продуктів піролізу

деревини, в сторону зменшення їхньої токсичності, що в рамках даного дослідження породжує потенційно цікавий напрям подальших досліджень.

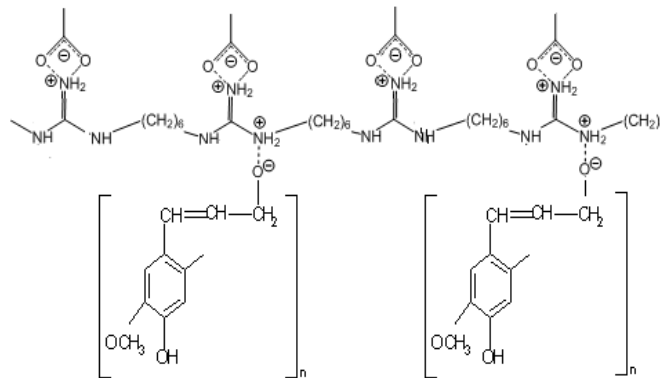


Рис. 5.8 – Схема комплексу ФСГ-1 з лігніном на поверхні лісових горючих матеріалів

Методом ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням встановлено, що за умов розпилення на поверхні соснових гілок (рис. 5.9) ФСГ-1 координація модифікатора відбувається переважно за рахунок фізичної адсорбції (нековалентного модифікування ФСГ-1, що досить міцно адсорбується на поверхні), оскільки в довгохвильовій області зміни незначні, і зберігаються смуги модифікатора.

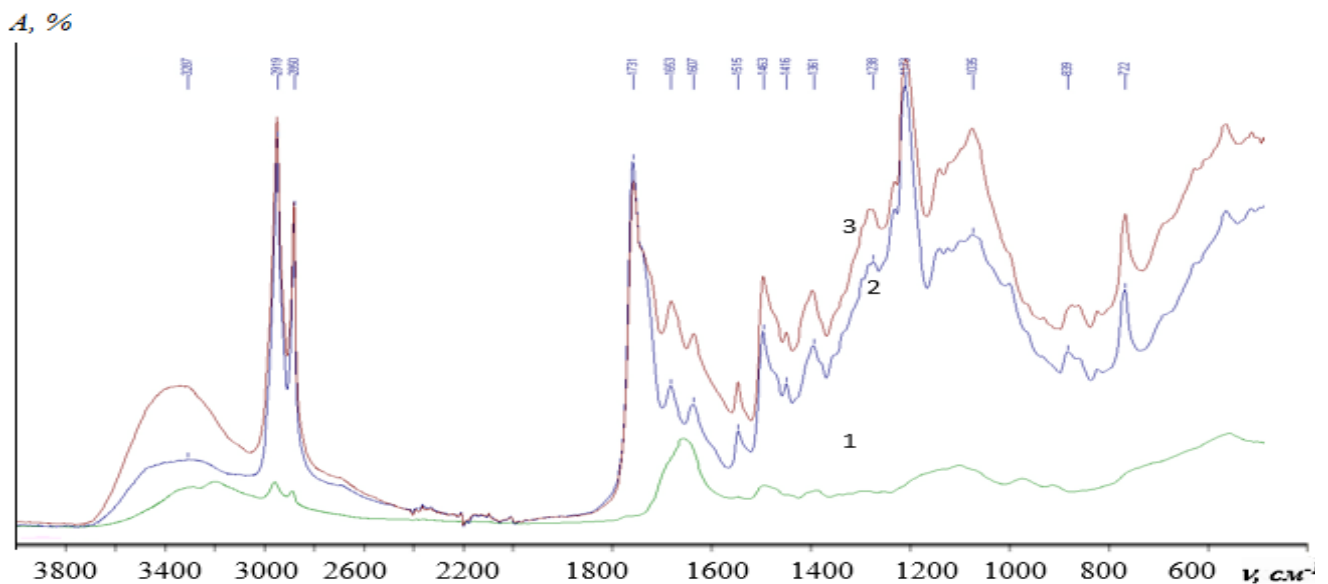


Рис. 5.9 – Спектри ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням ФСГ-1 на соснових гілках: 1 – 35% розчин ФСГ-1, 2 – гілки соснові, 3 – гілки соснові оброблені 35% розчином ФСГ-1 (обприскуванням)

Хвойні лісові насадження, крім бар'єрної функції накопичення радіонуклідів у весняно-літній період стають інтенсивно сухими, а ефірні масла, смола та каніфоль (до складу яких входять монотерпенові вуглеводні), під дією температури вище 40°C розм'якшуються і прозорими краплинами виступають на поверхню деревини. Під дією світла на повітрі вони швидко окиснюються, з утворенням оксигеновмісних продуктів і виділяючись з деревини перетворюються на тверді краплеподібні кульки зі скловидною структурою. Під час дії на них світлових променів сонця за температури вище 40°C ці затверділі прозорі скловидні кульки ефірних масел, каніфолі та смоли, що виділяється з дерева на його поверхню у вигляді крапель, внаслідок скловидної структури і прозорості, виконують функцію «оптичних лінз», світловий промінь сонця, в яких концентрується у точкове джерело енергії, яке може розвивати виникнення високої температури, достатньої для самозаймання верхівок сухих соснових дерев, живиці тощо [261, 262].

Методом ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням встановлено, зменшення інтенсивності смолянистих груп $\text{C}=\text{O}$ (1732 см^{-1}), $\text{C}-\text{OH}$ (1169 см^{-1}), а також $\text{C}-\text{H}_2$ ($2849-2817\text{ см}^{-1}$) груп, що вказує на взаємодію полімеру з поверхнею соснових голок (хвої) (рис. 5.10).

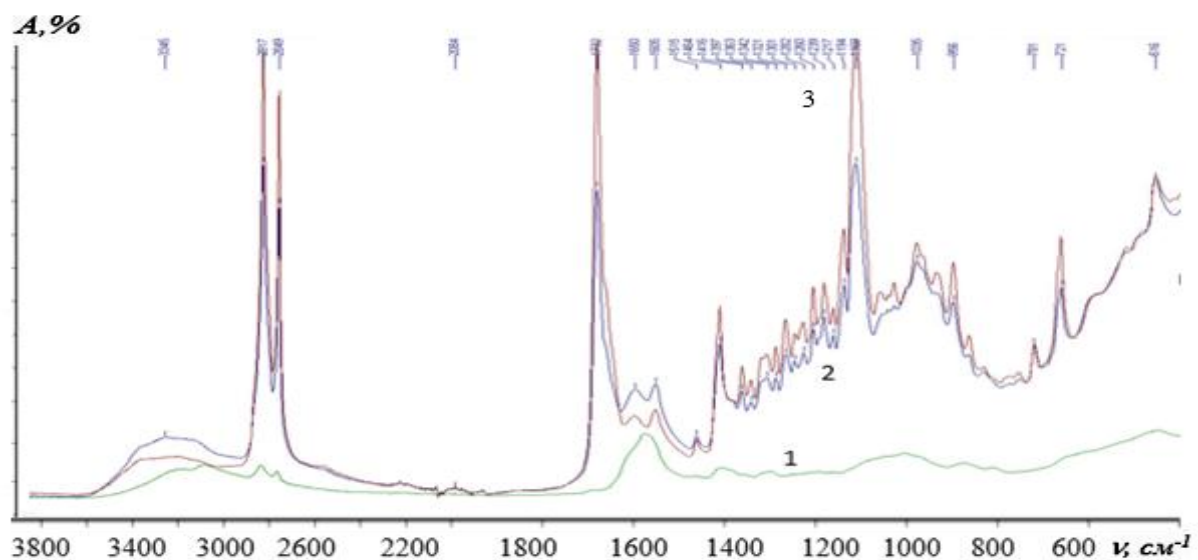


Рис. 5.10 – Спектри ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням на компонентах крони (хвої): 1 – розчин ФСГ-1 35%, 2 – хвоя, 3 – хвоя оброблена розчином ФСГ-1 35% (обприскуванням)

В довгохвильовій області спостерігається поява нових смуг 3000-3500 cm^{-1} , зокрема в області 3345 cm^{-1} , тобто відбувається хімічна взаємодія. Виходячи із результатів дослідження, можна констатувати, що шляхом фізичної адсорбції (імобілізації), на поверхні лісових горючих матеріалів є можливим закріплення нітрогенфосфоровмісного полімеру, що одночасно проявляє властивості ПАР. Закріплення на поверхні лісових горючих матеріалів солей ПГМГ відбувається за рахунок утворення багатоцентрових водневих зв'язків між гідроксильними групами поверхні та аміногрупами ПГМГ, внаслідок чого солі ПГМГ достатньо міцно адсорбуються на поверхні лісових горючих матеріалів, що є підставою для отримання стійкого вогнезахисного покриття [187].

5.3 Визначення вогнезахисної ефективності запропонованих композицій

Ступінь вигорання біомаси після оброблення ФСГ-1, зменшується за експоненціальним законом (рис. 5.11). За параметрами експоненціального тренду розраховано дозу ФСГ-1, яка приводить до двократного зменшення ступеня вигорання, та становить близько 100 $\text{г}/\text{м}^2$. За умови витрат 350 $\text{г}/\text{м}^2$ ФСГ-1 досягається зменшення втрати маси лісових горючих матеріалів до 7,7 - 7,9% [187].

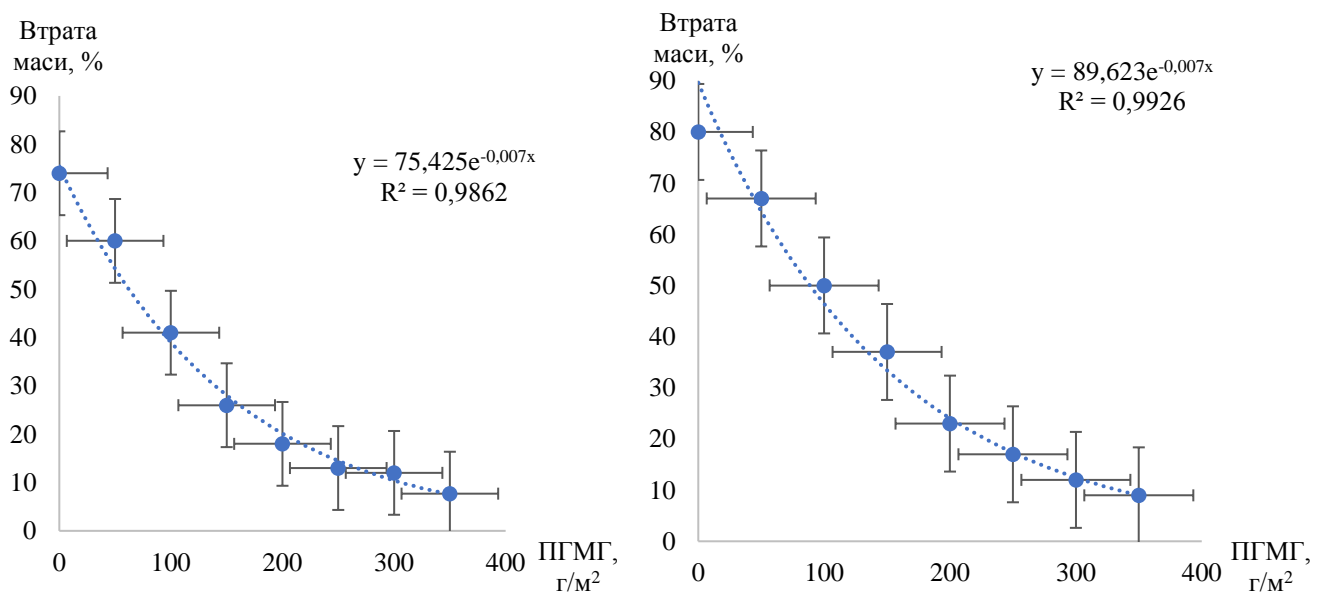


Рис. 5.11 – Залежність втрати біомаси (соснових порід) від концентрації полімеру

Результати експериментальних досліджень визначення лінійної швидкості поширення горіння та втрати маси лісових горючих матеріалів за умови витрат 350 г/м² різних сольових форм ПГМГ наведено в таблиці 5.2. В залежності від сольового складу втрати маси коливаються в межах 7,7-8,9% на відміну від втрати маси необроблених зразків, що становить приблизно 80%.

Таблиця 5.2. - Вогнезахисна ефективність водних розчинів похідних гуанідину по відношенню до лісових горючих матеріалів

Вогнезахисний склад	Втрата маси, %	Лінійна швидкість поширення полум'я, м/хв
ПГМГ-ГХ 15%	9,1	0,357
ПГМГ-ГФ 15%	8,9	0,334
ФСГ -1 35%	7,7	0,230
ФСГ-1 24%	8,4	0,242
ФСГ -1 12%	8,8	0,278
Не оброблений зразок	80	0,925

При визначенні лінійної швидкості поширення полум'я оброблених ФСГ-1 лісових горючих матеріалів (соснові зразки) встановлено її зменшення приблизно в 3-4 рази в порівнянні з необробленими зразками, а візуальні спостереження вказують на помітне затухання попередньо оброблених (обприскуванням) ФСГ-1 зразків лісових горючих матеріалів (рис. 5.12). Візуальний аналіз зразків після гасіння дозволяє зробити висновок про перспективність використання солей ПГМГ для гасіння целюлозовмісних матеріалів. На наш погляд це може бути пов'язано з двома факторами:

- в інтервалі температур 25-350⁰С ПГМГ є термостійким полімером [186], що уповільнює швидкість горіння на початковій стадії;

- вище 350⁰С – спостерігається розкладання солей ПГМГ на горючій поверхні з утворенням великої кількості нітрогенвмісних йонів (NH₄⁺, NH⁻, NH₂⁻, NH₃⁻, NO⁺,

NO_2^+ , NO_3^+), які, вступаючи в реакції радикального механізму горіння інгібують активні центри полум'я, а наявність іонів H_2PO_4^- , HPO_4^- , PO_3^- , PO^+ , P_2O , P_2O_2^+ , P_2O_3^+ підвищує ефективність як до гомогенного, так і до гетерогенного інгібування ланцюгових реакцій горіння [186, 331, 333].

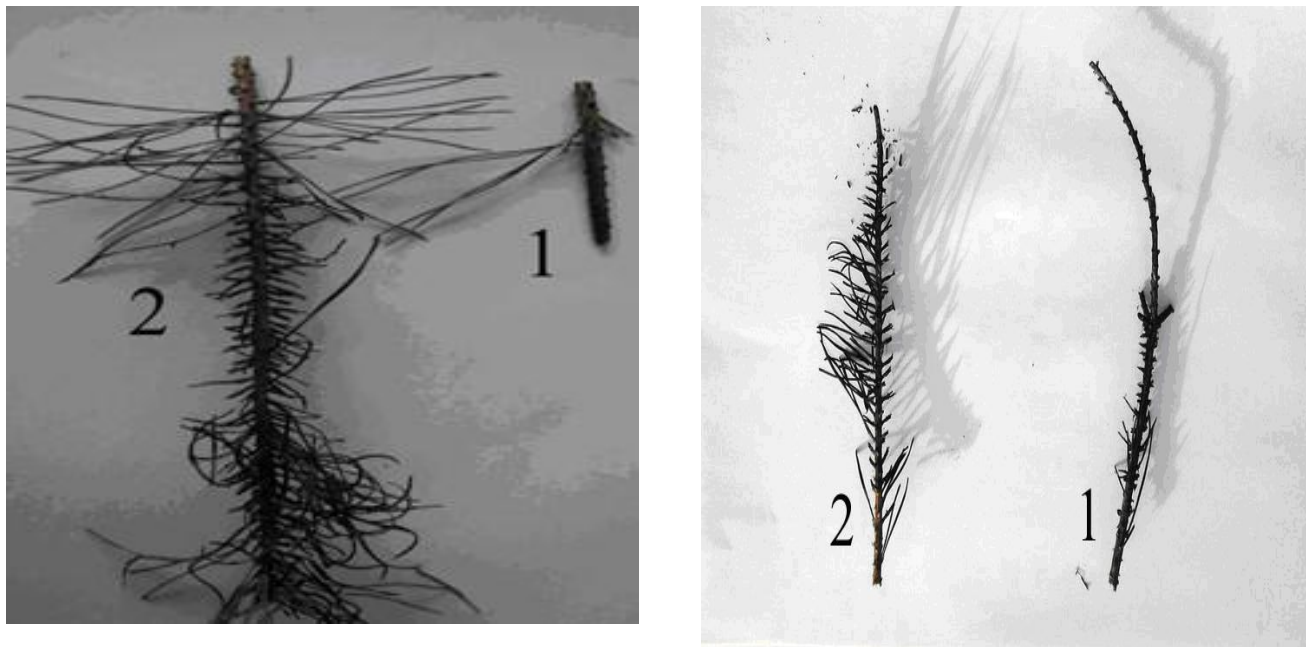
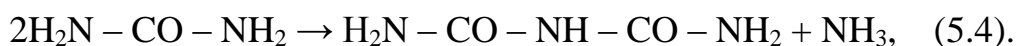
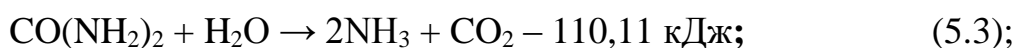


Рис. 5.12 - Соснові зразки лісових горючих матеріалів необроблених (1) і оброблених (2) експериментальними рецептурами (ФСГ-1) після вогневих випробувань.

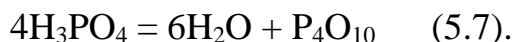
Крім того, розчин ФСГ-1 додатково містить карбамід та ортофосфатну кислоту, які широко використовуються в якості антипіренів. Карбамід під час нагрівання розкладається з виділенням амоніаку та вуглекислого газу, при цьому відбувається ряд ендотермічних перетворень, що сприяє поглинанню тепла [261, 331]:



Усі ці перетворення характеризуються поглинанням тепла в діапазоні температур від 150-200°C. Ортофосфатна кислота, теж може зазнавати ендотермічних перетворень та є джерелом піролізної води та інертного фосфорпентаоксиду:



При подальшому нагріванні можуть утворюватися поліфосфати (триполіфосфатна $\text{H}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ та тетраполіфосфатна $\text{H}_6\text{P}_4\text{O}_{13}$ кислоти) з подальшим утворенням димерфосфор (V) оксиду:



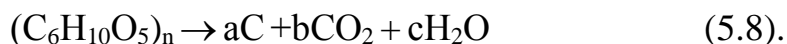
Таким чином, властивості карбаміду та ортофосфатної кислоти підсилюють антипіренні властивості ПГМГ, а суміші на їх основі виявилися ефективними антипіренами [186].

Під час термодеструкції целюлозовмісного матеріалу модифікованого ПГМГ-ГХ починаючи з температури 145°C відбувається топлення полімеру, а в межах температур $320-375^\circ\text{C}$ спостерігається значний ендотермічний ефект, зумовлений його піролізом, що сприяє гальмуванню термодеструкції целюлози в умовах пожежі [186, 187].

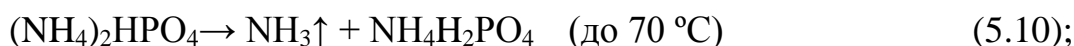
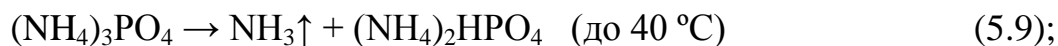
Під час термодеструкції целюлозовмісного матеріалу модифікованого ПГМГ-ГФ утворюються кислі солі (гідрофосфати, дигідрофосфати) та ортофосфатна кислота, що володіє водовіднімаючими властивостями. За цих умов основна дія H_3PO_4 зводиться до каталізу реакції дегідратації.

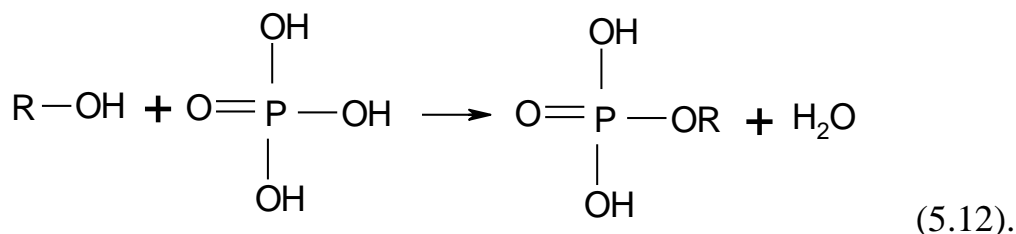
Наявність H_3PO_4 змінює співвідношення CO/CO_2 в напрямку інгібування прямого окиснення карбону в CO_2 (зменшуючи утворення горючого газу CO) за цих умов значною мірою знижуються екзотермічний ефект процесу [186].

Прискорювальна дія H_3PO_4 на процес обуглювання пояснюється гідролітичним розщепленням целюлозовмісного матеріалу до сахарози у присутності кислот з послідовною дегідратацією до вугілля [186, 332]:



Крім того, H_3PO_4 може вступати в реакцію етерифікації з частиною гідроксильних груп з утворенням кислих ефірів. Зазначені процеси можна описати наступними реакціями:





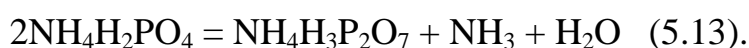
Фосфорилювання целюлози призводить до включення в структуру целюлозовмісного матеріалу фосфатних груп з утворенням газоподібних продуктів розкладу $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$ [186].

Синергізм P-N сприяє утворенню зшитих структур з полімерними ланцюгами під час пожежі, тим самим сприяючи утриманню P в конденсованій фазі та отриманні більш термічно стійких сполуки напівкоксу. Фосфор має вирішальне значення для розробки нових ефективних антипіренів, головним чином через його хімічну універсальність: він може діяти як в конденсованій, так і в газовій фазі, в якості добавки в різних ступенях окиснення і в синергізмі з багатьма елементами [186].

Крім того на поверхні модифікованої ФСГ-1 деревини майже не залишається осередків тління, що може бути джерелом повторного займання. Це додатково підтверджено тим, що в результаті термічних досліджень 100 мг вугілля (за умови його нагріванні до $1000\text{ }^\circ\text{C}$) маса зразка модифіковано зразка становить 22,9 мг, в той час з як маса не модифіковано вугілля становила 5,5 мг [186].

Отже, завдяки своєму хімічному складу, солі полігексаметиленгуанідину можуть одночасно реалізовувати декілька параметрів припинення горіння (ізолювання, інгібування) і також можуть бути ефективно закріплені на поверхні целюлозовмісних матеріалів за рахунок багатоцентрових водневих зв'язків. Крім того досліджені полімери, не містять компонентів, які за ступенем дії на організм відносяться до небезпечних або надзвичайно небезпечних [186-188].

Під час нагрівання адсорбований на поверхні лісових горючих матеріалів ПГМГ-ГФ активно втрачає воду і амоніак, а амоній фосфат, що міститься в ПГМГ-ГФ за температури 190°C переходить в амоній пірофосфат:



З підвищенням температури більше ніж 200⁰С починається полімеризація мономерних фосфатів з утворенням амоній триполіфосфату:



За умов подальшого підвищення температури продовжується полімеризація фосфатів до сполук типу $\text{NH}_4\text{H}_6\text{P}_5\text{O}_{16}$. Саме ці сполуки утворюють на нагрітій поверхні полімерні плівки, що утруднює вихід в зону горіння горючих парів і доступ кисню до джерела гетерогенного горіння [187].

До складу зазначеної композиції входять: антипірен, антисептик, біоцид пролонгованої дії, мінеральне добриво. Завдяки наявності великої кількості атомів нітрогену та фосфору антисептик, що входить до складу композиції, належить до термічно стійких органічних речовин. Під час досягнення температури більшої за 360⁰С відбувається його термодеструкція з утворенням коксового залишку та виділенням молекулярного азоту. Крім того, антисептик належить до четвертого класу небезпеки, що дозволяє вирішити екологічну задачу і відмовитися від шкідливих речовин, які застосовувалися раніше [186].

Методом газової хроматографії проаналізували склад продуктів згорання лісових горючих матеріалів оброблених ПГМГ. У результаті впливу теплового потоку на модифіковану ПГМГ деревину виділяються у великій кількості негорючі гази – азот, вуглекислий газ, пари води, що знижує температуру на поверхні матеріалу, перешкоджаючи його загоранню та сприяють процесу флегматизації [186]. Отримані результати експериментальних досліджень покладені в основу розроблення рецептури композицій для прокладання загороджувальних смуг в найбільш пожежонебезпечних напрямках (періодах). Як основні складові компоненти запропоновано використовувати солі полігексаметиленгуанідину та карбамід. Отримані вогнезахисні композиції володіють високими сорбційними характеристиками, що дає підстави їх використання для локалізації продуктів згорання.

5.4. Висновки до п'ятого розділу.

5.4.1. Встановлено фізико-хімічний механізм та особливості взаємодії гуанідинових полімерів з горючими лісоматеріалами з утворенням інтерполімерних комплексів стабілізованих водневими зв'язками, що візуалізується наявністю нових смуг в довгохвильовій області спектра 3100-3500 cm^{-1} та зміщенням смуг поглинання лігніну в короткохвильову область ІЧ-спектра від 1509 cm^{-1} до 1504 cm^{-1} .

5.4.2. Показано, що адсорбція відбувається за моделлю Ленгмюра внаслідок утворення водневих зв'язків між NH-групами полімеру та OH-групами поверхні, в тому числі, і за рахунок гідроксильних груп лігніну, кінетичні параметри $k = (0,0342-0,179)$ та сорбційна ємність якого становить 0,16–0,24 г/г деревини та істотно залежить від видового складу рослинності й зростає в ряду: дуб < сосна < береза.

5.4.3. Утворені на поверхні лісових горючих матеріалів інтерполімерні комплекси мають високу термостабільність. За температури понад 350°C відбувається їх розкладання з утворенням нітрогенвмісних йонів (NH_4^+ , NH^- , NH_2^- , NH_3^- , NO^+ , NO_2^+ , NO_3^+), які вступаючи в реакції радикального механізму горіння інгібують активні центри полум'я, а наявність фосфорвмісних йонів (H_2PO_4^- , PO_3^- , HPO_4^- , PO^+ , P_2O , P_2O_2^+ , P_2O_3^+) підвищує ефективність як до гомогенного, так і до гетерогенного інгібування ланцюгових реакцій горіння.

5.4.4. Встановлено зменшення лінійної швидкості поширення полум'я оброблених солями полігексаметиленгуанідину лісових горючих матеріалів майже у 3-4 рази в порівнянні з необробленими зразками лісових горючих матеріалів. Це обумовлено утворенням на поверхні органів дерев полімерної плівки, що є термостійкою за температури до 350°C. За вищих температур полімерна плівка розкладається з утворенням нітроген- та фосфорвмісних йонів, які, вступаючи в реакції радикального механізму горіння інгібують активні центри полум'я.

5.4.5. Показано, що інтерполімерні комплекси, стабілізовані водневими зв'язками, можуть бути використані в якості модифікуючих реагентів для зниження горючості целюлозовмісних матеріалів. Встановлено зменшення втрати

маси досліджених зразків лісових горючих матеріалів в залежності від концентрації полімеру на поверхні. За концентрації полімеру 300-350г/м² зменшення втрати маси лісових горючих матеріалів зменшується до 9-10 %, а втрата маси необроблених – 80-75% за даних умов дослідження.

5.4.6. На основі отриманих даних розроблені нові рецептури водних розчинів з вогнезахисними властивостями для прокладання загороджувальних смуг з метою проведення превентивних протипожежних заходів в природних екосистемах. Запровадження комплексу превентивних протипожежних заходів для попередження їх виникнення призводять до зменшення дозового навантаження населення та особового складу учасників пожежогасіння.

У розділі використані роботи автора [186-188, 198, 199, 322, 327-329].

РОЗДІЛ 6

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ОПТИМІЗАЦІЯ РЕЦЕПТУР ВОГНЕГАСНИХ РЕЧОВИН

Гасіння лісових пожеж має ряд особливостей, це пов'язано з особливостями будови лісових горючих матеріалів, які сприяють утворенню численних осередків тління, що в свою чергу призводить до невиправдано високих витрат води на гасіння, а також необхідність введення додаткових операцій вартування і догасіння. Додавання тих чи інших речовин (наприклад, піноутворювачів, поверхнево-активних речовин, електролітів, полімерів, бентоніту, бішофоту) до води під час гасіння пожеж будь якої складності обумовлено бажанням інтенсифікувати один або декілька відомих механізмів припинення горіння [334-337].

Традиційно такі речовини використовують в процесі припинення горіння для лісових масивів на обмежених площах, оскільки на великих територіях їх використання обмежено в силу різних технічних причин, зокрема за відсутності достатньої кількості води. Науковому обґрунтуванню розроблення рецептур водних вогнегасних речовин для первинних засобів пожежогасіння та систем водяного пожежогасіння присвячений даний розділ.

6.1. Відносна вогнегасна ефективність композицій на основі солей полігексаметиленгуанідину

Дослідження відносної вогнегасної ефективності запропонованих рецептур проводили на модельному вогнищі класу А з використанням вогнегасника ВВШ–9. Сформовані струмені відрізняються підвищеною компактністю й дальністю подачі водної вогнегасної речовини на основі солей ПГМГ з використанням вогнегасника ВВШ–9. Дальність подачі вогнегасного розчину збільшується при додаванні солей ПГМГ з використанням вогнегасника ВВШ–9.

Експериментальні дані з високою достовірністю ($R^2 > 97\%$) описуються кривою вигляду:

$$l = A + B(1 - e^{-kW}), \quad (6.1.)$$

де l – дальність подачі водної вогнегасної речовини, м, W – концентрація солі ПГМГ, %, A – дальність подачі води без додавання ПГМГ, м, B – максимальна величина збільшення дальності подачі води внаслідок додавання ПГМГ до водного розчину, м, k – константа, що визначає форму кривої (рис. 6.1а) [188].

В усіх експериментальних дослідженнях дальність подачі води без додавання ПГМГ становила $A = 7,4$ м. Додавання солей ПГМГ за концентрації 3–5 % збільшує дальність подачі водного розчину на 30–53 % порівняно з чистою водою (табл. 6.1) [12].

Таблиця 6.1 - Параметри апроксимації даних експериментальних досліджень дальності подачі води (формула 6.1.)

Солі ПГМГ	$B, м$	$k, \%^{-1}$	$\frac{B}{A}, \%$	R^2
-ГХ	3,89	1,21	53	0,99
-ГФ	3,22	0,972	44	0,99
-ФК	2,21	0,538	30	0,97

За цих умов найкращий результат досягається додаванням ПГМГ-ГХ: 2 % концентрація цієї солі у водному розчині збільшує дальність подачі води від 7,4 до 11 м. Експериментальні дані щодо тривалості гасіння модельного вогнища від концентрації різних сольових форм полімеру підлягають двоекспоненційній залежності вигляду:

$$t = Ae^{k_1W} + Be^{-k_2W}, \quad (6.2.)$$

де t – час гасіння модельного вогнища, (с), W – концентрація сольової форми ПГМГ, (%), k_1 та k_2 – константи процесів, що визначають швидкість гасіння залежно від концентрації ПГМГ, ($\%^{-1}$), A та B – коефіцієнти, що визначають внесок кожного з процесів в загальний час гасіння модельного вогнища (рис. 6.1б).

Збільшення концентрації ПГМГ понад 5% істотно не впливає на величину дальності подачі водної вогнегасної речовини (рис. 6.1) [12-18].

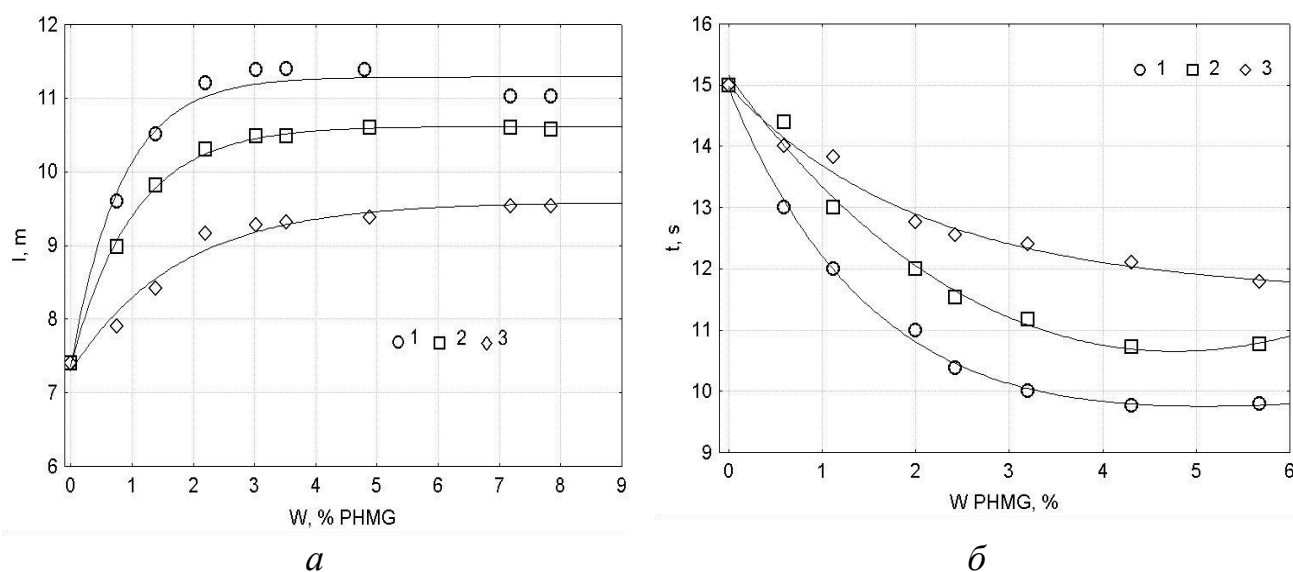


Рис. 6.1 - Вплив концентрації солей полігексаметиленгуанідину на вогнегасні властивості води: (а) - залежність дальності подачі водних розчинів від концентрації полімеру, (б) – залежність тривалості гасіння модельного вогнища 1А з використанням вогнегасника ВВШ–9 від концентрації полімеру. 1- ПГМГ-ГХ; 2- ПГМГ-ГФ; 3 -ПГМГ -ФК.

Достовірність апроксимації експериментальних даних R^2 становить 98–99 %. Різні знаки перед константами в рівнянні свідчать про визначальний вплив на час гасіння двох протилежно спрямованих процесів: так званого ефекту Томса, що веде до зменшення турбулентності потоку вогнегасної речовини, та полімеризації ПГМГ, що веде до збільшення в'язкості розчину (табл. 6.2) [186, 188, 211, 338].

Таблиця 6. 2 - Параметри апроксимації даних експериментальних досліджень тривалості гасіння модельного вогнища 1А

Солі ПГМГ	C, c	$k_1, \%^{-1}$	D, c	$k_2, \%^{-1}$	$\left \frac{k_2}{k_1} \right $
-ГХ	8,66	0,0178	6,29	0,617	34,7
-ГФ	3,09	0,148	12,1	0,212	1,43
-ФК	11,8	0,00230	3,19	0,511	222

Гуанідинові йоногенні групи у складі макромолекул ПГМГ зумовлюють розчинність полімеру у воді, надають полімеру властивості катіонного поліелектроліту, якому властивий поліелектролітний ефект в розведених розчинах - ефект розбухання макроклубків під дією позитивних зарядів на ланцюгу макромолекули [339].

При підвищенні концентрації відбуваються конформаційні зміни в макромолекулах ПГМГ, а саме: макромолекули приймають все більш згорнуту конформацію: спочатку – рихлих розпушених статистичних клубків (приблизно від 1,0 до 3,0–5,0 %), а з підвищенням концентрації – статистичні клубки макромолекул починають перекиватись та ущільнюватись, зменшуючись в розмірах та утворюючи більш згорнуті щільні макромолекулярні клубки (рис.6.3).

Величина відношення абсолютних значень k_2/k_1 (табл. 6.2) свідчить про визначальний вплив протилежно спрямованих процесів: для розчину ПГМГ-ФК вплив полімеризації зі збільшенням концентрації практично не спостерігається. Водночас для розчинів ПГМГ-ГФ абсолютні величини k_1 та k_2 близькі, тож крива залежності часу гасіння модельного вогнища від концентрації полімеру досягає екстремуму за концентрації 3–5 % (рис. 6.1б) [194].

За концентрації розчинів більше 5–6 % і температури 12–15 °С навколишнього середовища з часом відбувається застигання розчинів, що перешкоджає гасінню пожежі. Концентровані розчини можна використовувати при реалізації запобіжних протипожежних заходів, що пов'язано з утворенням на поверхні целюлозовмісного матеріалу полімерної інгібуючої плівки, яка, вступаючи у взаємодію з активними центрами полум'я інгібуює ланцюгові реакції окиснення горючих газів [188, 194].

Експериментально встановлено, що оптимальна концентрація ПГМГ для використання в первинних засобах пожежогасіння становить 3–5 %. За таких концентрацій дальність подачі вогнегасної суміші збільшується до 50 %, а тривалість гасіння зменшується у 3–4 рази (рис. 6.1). Зменшення тривалості гасіння сприяє зменшенню витрат водної вогнегасної речовини ПГМГ (рис. 6.2),

витраченої на гасіння модельного вогнища 1А з використанням вогнегасника ВВШ–9 [186, 188].

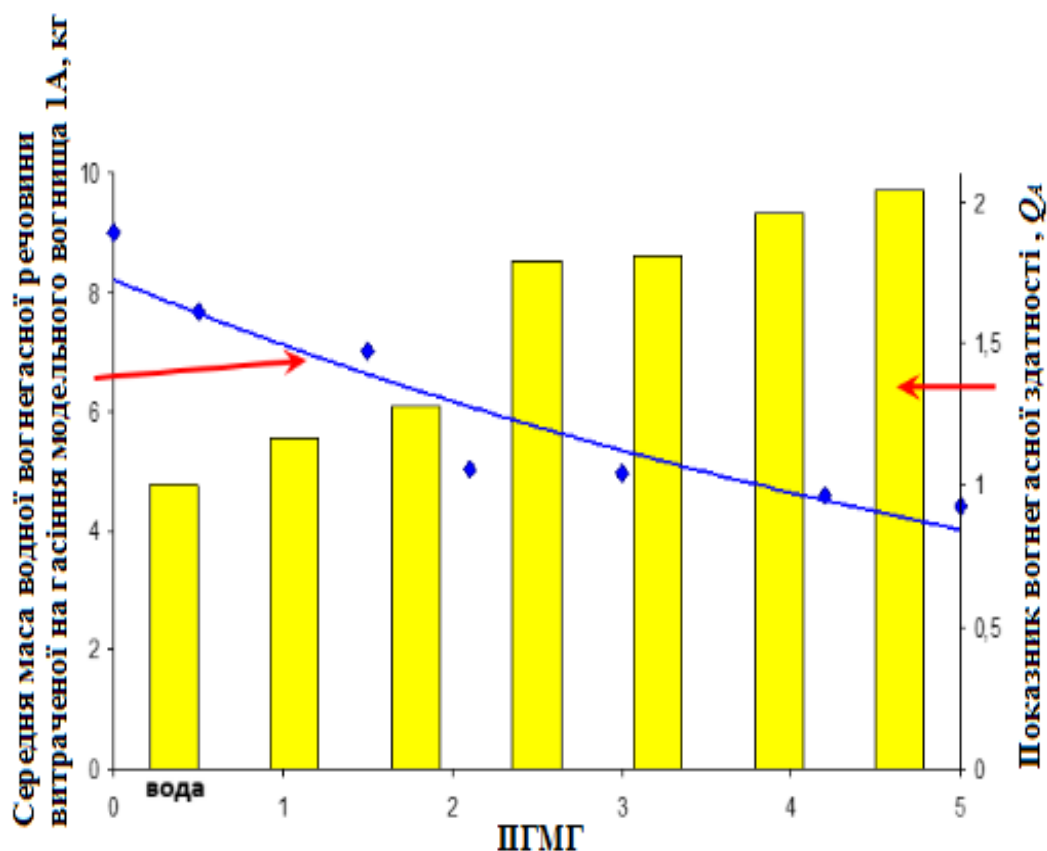


Рис. 6.2 - Витрати водної вогнегасної речовини ПГМГ на гасіння модельного вогнища 1А з використанням вогнегасника ВВШ–9

Це пов'язано з тим, що молекули полімеру, які сильно розбухають у воді, мають ниткоподібну будову і під дією потоку рідини витягуються вздовж потоку (ефект Томса), зменшуючи турбулентність потоку [186, 188, 194, 210].

Використання запропонованих рецептур пожежогасіння, крім збільшення дальності подачі струменя, прискорення викиду заряду вогнегасника ВВШ-9 та скорочення часу гасіння модельного вогнища пожежі 1А, приводить до підвищення вогнегасної ефективності води при гасінні модельного вогнища 1А майже в 1,98-2,23 рази (табл. 6.3) [210].

Таблиця 6.3– Результати визначення відносної вогнегасної ефективності водних вогнегасних речовин (клас пожежі - 1А)

Водна вогнегасна речовина	Середня маса Δm , витраченої на гасіння вогнегасної речовини	Відносна вогнегасна ефективність, Z
Вода	9±	1,00
Вода + 2 % піноутворювач типу Pirena	5,42±	1,66
ПГМГ-ГФ	4,45±	1,98
ПГМГ-ФК	4,03±	2,23

Подальші полігонні дослідження з використанням водного вогнегасника ВВШ-9 були спрямовані на визначення вогнегасної здатності розчинів ПГМГ-ФК в порівнянні з штатним зарядом даного вогнегасника (6% -ним розчином піноутворювача SFPM). Використовуючи 6% -ний розчин піноутворювача SFPM можливим було загасити модельний осередок пожежі класу 2А, загальною площею 9,36 м², а використання розчину ПГМГ-ФК дало можливість загасити модельний осередок пожежі класу 3А, загальною площею 13,89 м² [210]. На підставі отриманих даних, розраховані показники вогнегасної здатності досліджуваних розчинів, які представлені в таблиці 6.4.

Таблиця 6.4– Вогнегасна здатність розчинів ПГМГ-ФК та піноутворювача SFPM

Вогнегасна речовина	Вогнегасна здатність
ПГМГ-ФК	0,55 кг/м ²
SFPM	0,93 кг/м ²

Досліджувані розчини ПГМГ мають більш високу вогнегасну ефективність у порівнянні з піноутворювачем SFPM при даних технологічних режимах, що можливо пов'язано з зниженням розсіювання енергії і зменшенням гідродинамічного опору тертя [188, 210, 211, 340-344]. В якості водної вогнегасної речовини доцільним є використання розчинів з масовою часткою ПГМГ не більше 5%. Утворення на поверхні полімерної плівки за більших концентрацій може призвести до порушення роботи деяких механізмів пожежно-технічного обладнання [188, 210].

6.2 Випробування із застосуванням технологій тонкого розпилювання

6.2.1 Дослідження залежності зміни тиску в дренчерних зрошувачах

Водні вогнегасні речовини готували шляхом змішування водопровідної води із задалегідь приготовленими концентрованими водними розчинами ПГМГ-ГХ відомої концентрації у ємності для забору води насосної установки (рис.2.10-2.12).

Вода та водні вогнегасні речовини подавалися насосом з ємності для забору води по рукавній лінії діаметром 125 мм, яка була зібрана з напірно-всмоктуючих пожежних рукавів (ГОСТ 7877- 75) до дренчерних зрошувачів встановлених на відстані 1, 5, 9, 13 м (рис.2.10 - 2.11) [194].

На основі експериментальних даних отримано залежності зміни тиску в дренчерних зрошувачах від фіксованої витрати з них вздовж трубопроводу. Достовірність апроксимації експериментальних даних в залежності від порядку полінома становить 93,47 - 99,98 % (таблиця 6.5) [194].

Оскільки отримана точність апроксимації складає 99,98%, то можна стверджувати про підвищення величини тиску за фіксованої витрати речовини полігексаметиленгуанідину гідрохлориду в порівнянні з водопровідною водою на 2–6 %.

Проведеними дослідженнями з дискретними витратами встановлено, що мінімальна концентрація полімеру, за якої фіксується наявність гідродинамічної

активності, складає 0,3%. Нижче цієї концентрації підвищення значення тиску та дискретних витрат на досліджуваній установці не було встановлено [194].

Таблиця 6.5 - Залежності зміни тиску в насадках від фіксованої витрати водопровідної води та водної вогнегасної речовини 0,3 % розчин ПГМГ-ГХ

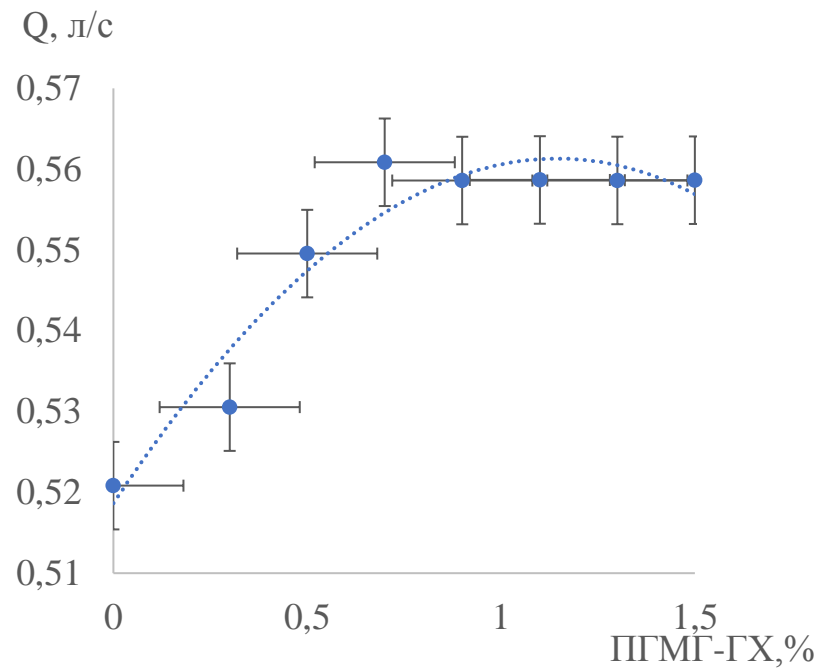
Порядок полінома	Залежності зміни тиску в насадках від фіксованої витрати водопровідної води	R ² (%)	Залежності зміни тиску в насадках від фіксованої витрати водної вогнегасної речовини 0,3 % розчин ПГМГ-ГХ	R ² (%)
2	$y = 0,003x^2 - 0,0873x + 1,1038$	95,87	$y = 0,0019x^2 - 0,0693x + 1,0904$	93,47
3	$y = 0,001x^3 - 0,0184x^2 + 0,0287x + 0,9887$	99,98	$y = 0,0012x^3 - 0,0233x^2 + 0,0676x + 0,9545$	99,98

6.2.2 Дослідження витрат води та водної вогнегасної речовини

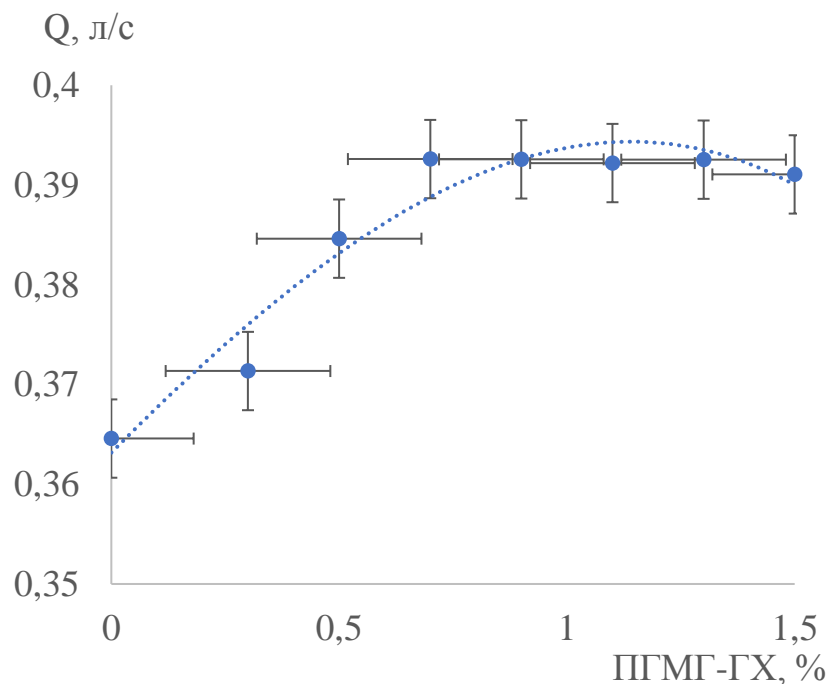
Вода та водні вогнегасні речовини подавалися насосом з ємності для забору води по рукавній лінії аналогічно до п.6.2.1.

Витрати води в рукавній лінії з першого дренчерного зрошувача (встановленого на відстані 1м) під час випробування складала 0,52083 л/с. Для водних розчинів досліджуваного полімеру за рахунок зниження гідродинамічного опору тертя в рукавній лінії спостерігалось збільшення витрат вогнегасних рідин що складала: 0,53055; 0,54955; 0,56085; 0,55859; 0,55866; 0,5586; 0,55863 л/с. Витрати води в рукавній лінії з дренчерного зрошувача встановленого на відстані 13 м під час випробування складала 0,36458 л/с. Для водних розчинів ПГМГ-ГХ вона складала 0,37135; 0,38462; 0,3926; 0,39257; 0,3922; 0,39254; 0,39106 л/с. Отримане збільшення витрат вогнегасних рідин за наявності досліджуваного полімеру (рис. 6.3) вказує на той факт, що рукавна лінія та дренчерні зрошувачі працювали в режимі зниження гідродинамічного опору. За цих умов максимальна величина ефекту зниження гідродинамічного опору за оптимальних умов за

концентрації полімеру 0,7 % складала 7 % [194]. Провівши статистичну обробку даних, отримали залежність у вигляді поліному.



a



б

Рис. 6.3 – Витрати водної вогнегасної речовини полігексаметиленгуанідину гідрохлориду: *a* – трубопровід довжиною 1 м; *б* – трубопровід довжиною 13 м

Вона дозволяє розраховувати залежність витрати від концентрації полімеру. Достовірність апроксимації експериментальних даних в залежності від порядку

полінома становить 94–99%. В таблиці 6.6 наведено залежність витрати від концентрації полімеру та достовірність апроксимації експериментальних даних в залежності від порядку полінома [194].

Таблиця 6.6 - Залежність витрати від концентрації полімеру та достовірність апроксимації експериментальних даних в залежності від порядку полінома

Поря док полін ома	Залежність витрати від концентрації полімеру	R ² (%)	Залежність витрати від концентрації полімеру	R ² (%)
	трубопровід довжиною 1м		трубопровід довжиною 13м	
2	$y = -0,0324x^2 + 0,0744x + 0,5185$	93,12	$y = -0,0237x^2 + 0,0543x + 0,3625$	94,28
3	$y = -0,0017x^3 - 0,0287x^2 + 0,0723x + 0,5186$	93,12	$y = -0,0065x^3 - 0,009x^2 + 0,0461x + 0,3632$	94,57
4	$y = 0,1018x^4 - 0,3088x^3 + 0,2586x^2 - 0,0105x + 0,5204$	97,71	$y = 0,0658x^4 - 0,205x^3 + 0,1766x^2 - 0,0074x + 0,3643$	98,22
5	$y = -0,2221x^5 + 0,9539x^4 - 1,4572x^3 + 0,8915x^2 - 0,1283x + 0,5208$	99,75	$y = -0,1481x^5 + 0,634x^4 - 0,9708x^3 + 0,5987x^2 - 0,086x + 0,3646$	99,94

Проаналізувавши залежність витрати від концентрації та довжини трубопроводу (рис. 6.3), можна стверджувати, що позитивний ефект зниження гідродинамічного опору спостерігається одразу на початковій ділянці трубопроводу. надалі цей ефект зберігається і навіть несуттєво посилюється [194].

Встановивши початкові (мінімальні) концентрацій полімеру за яких спостерігається зменшення гідравлічних втрат на дренчерних зрошувачах подальші дослідження проводили із використанням пожежного ствола РСК-50 за концентрації полімеру менше 0,3%. Вода та водні вогнегасні речовини подавалися насосом з ємності для забору води по рукавній лінії аналогічно п. 6.2.1. Пожежний

ствол РСК-50 під'єднували до насосної установки та ємності для забору води (водної вогнегасної речовини) об'ємом 1 м³. Результати визначення витрат водопровідної води та водної вогнегасної речовини ПГМГ-ГХ з використанням пожежного ствола РСК-50 (діаметр насадки–13мм, кут факела розпиленого струменя–30°, робочий тиск–3 bar) наведені в таблиці 6.7 [194].

Проведеними експериментальними дослідженнями встановлено, що додавання полімеру за концентрацій нижче 0,3% приводить до підвищення витрат досліджуваних розчинів водної вогнегасної речовини. Приймавши коефіцієнт витрат води за 1, розраховали коефіцієнти витрат водної вогнегасної речовини ПГМГ-ГХ, що дорівнює 1,20 та 1,78 за концентрації ПГМГ-ГХ 0,035 % та 0,29 % відповідно. Отримане збільшення витрати розчинів на основі ПГМГ-ГХ вказує на той факт, що рукавна лінія та пожежний ствол працювали в режимі зниження гідродинамічного опору майже в 2 рази.

Таблиця 6.7 - Витрати водної вогнегасної речовини з використанням пожежного ствола РСК-50

Вид вогнегасної речовини	Витрати водної вогнегасної речовини, л/с	Коефіцієнт витрат рідини, <i>k</i>
Вода	2,80	1
ПГМГ-ГХ 0,290 %	4,99	1,78
ПГМГ-ГХ 0,035 %	3,37	1,20

Чинниками зниження гідродинамічного опору гуанідиновими полімерами, на нашу думку, можуть бути наявність поліелектролітного ефекту в розведених розчинах та/або адсорбція макромолекул полімеру на стінках, що призводить до зменшення тертя. Обґрунтування вірогідності таких механізмів дії полягає у наступному [194]. Використаний ПГМГ-ГХ є лінійним полімером, відноситься до класу сильних поліоснов та є поліелектролітом, внаслідок електролітичної дисоціації якого утворюються макройони та контрйони. Йоногенні гуанідинові групи ПГМГ-ГХ надають полімеру властивості катіонного поліелектроліту, що має

поліелектролітний ефект в розведених розчинах – ефект розбухання макроклубків під дією на ланцюгу макромолекули позитивних зарядів (рис.6.4) [194, 339]:

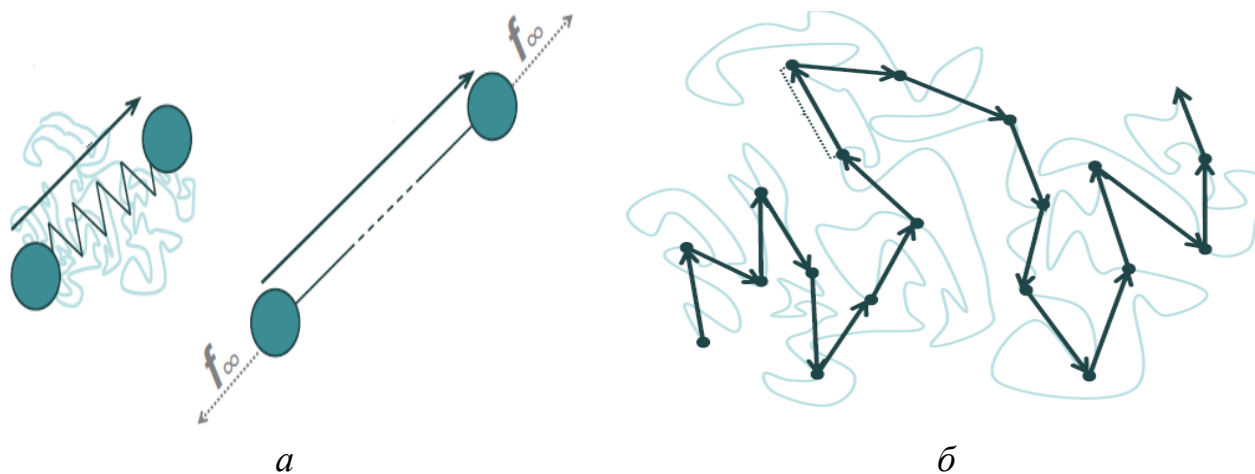


Рис. 6.4 - Моделі полімерних ланцюгів: (а) згорнута конфігурація; б) розгорнута конфігурація

Молекули полімеру за концентрації менше 1% сильно розбухають у воді та мають ниткоподібну будову, внаслідок чого під дією потоку рідини вони витягуються вздовж потоку, що посилює плинність в пристінних ділянках і, на нашу думку, здатне зменшити гідравлічні втрати під час використання водних розчинів ПГМГ-ГХ, зменшуючи при цьому область турбулентного шару [194, 339-341]. При підвищенні концентрації (приблизно від 1,0 до 3,0-5,0 мас. %) макромолекули приймають все більш згорнуту конформацію: спочатку – рихлих розпушених статистичних клубків, а з підвищенням концентрації статистичні клубки макромолекул починають перекриватись та ущільнюватись, зменшуючись в розмірах утворюючи більш згорнуті щільні макромолекулярні клубки.

Внаслідок чого за концентрації більше 1,4% відбувається поступове зменшення гідродинамічної активності. Суттєвий вплив на зниження гідродинамічного опору гуанідиновими полімерами може мати і адсорбція на стінках трубопроводу солей ПГМГ - за наявності вторинної аміногрупи у гуанідиновому угрупованні - з утворенням достатньо стійкого адсорбційного шару.

Таким чином, макромолекули полімеру збільшують на внутрішній поверхні труб пристінний (ламінарний) шар [194, 345-349]. І, оскільки кожна макромолекула

ПГМГ вкрита тетрамерами води (внаслідок асоціації), їх взаємодія з утворенням водневих зв'язків може призводити до структурування води і також посилення плинності в пристінних ділянках (рис.6.5) [345].

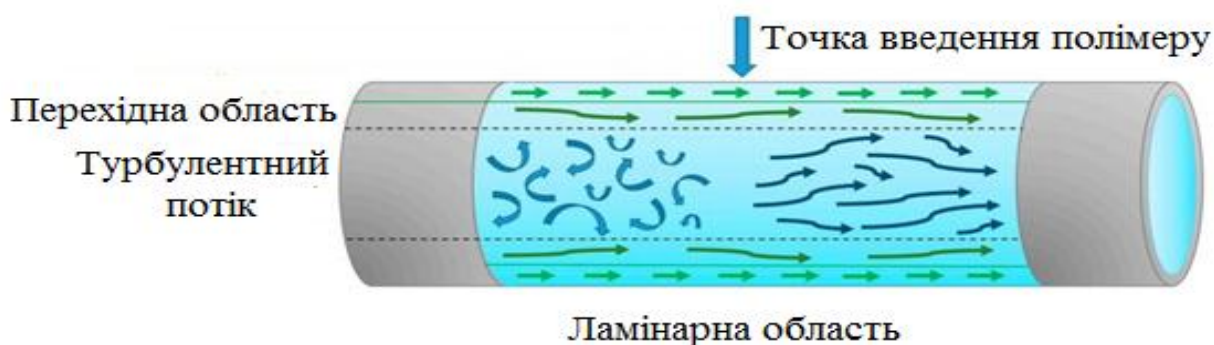


Рис. 6.5 - Схематичне зображення ефекту зниження турбулентності потоку під час введення полімеру [345].

Основним регулятором процесу є кількість полімеру та особливості формування пристінного шару (дренчерні установки, пожежні стволи, первинні засоби пожежогасіння). Тому суттєвий вплив на зниження гідродинамічного опору тертя має вибір способу подачі водної вогнегасної речовини (первинні засоби пожежогасіння, вогнегасники, пожежні стволи, тощо). Тому необхідно обгрунтовано підходити до визначення необхідної кількості полімеру та способу подачі в залежності від поставлених завдань (зменшення гідравлічних втрат, дальність подачі, поліпшення вогнегасних властивостей тощо) [194].

Така невизначеність накладає певні обмеження на використання отриманих результатів, що може по різному трактуватися в рамках даного дослідження, що породжує потенційно цікавий напрям подальших досліджень. Вони, зокрема, можуть бути орієнтовані на виявлення концентраційного параметру ПГМГ-ГХ, з якого починається падіння гідродинамічної активності їхніх розчинів. Таке виявлення дозволить дослідити перетворення, що починають відбуватися в цей час, та визначити концентраційні межі, за яких спостерігається «негативний» вплив ПГМГ-ГХ на гідродинамічну активність водних розчинів. В залежності від сфери використання необхідно враховувати інші параметри: величину поверхневого натягу, піноутворення, стійкість та кратність піни, рН розчину тощо [194, 350-354].

Природу гідродинамічного опору рідини, що транспортується посилюють корозія і біообрастання трубопроводів, які призводять до скорочення внутрішнього перерізу труб і, отже, зростання енергетичних витрат на транспортування по трубопроводах. Введення інгібіторів зводять до мінімуму агресивність продуктів розкладу по відношенню до гідросистем пожежно-технічного обладнання [355]. Останніми роками при розробленні інгібіторів корозії значна увага приділяється пошуку і застосуванню сполук, які здатні при введенні в агресивне середовище утворювати комплекси з перехідними металами, які присутні в електроліті або на поверхні металу що захищається. Тому за умови правильного підбору рецептури інгібітору може бути забезпечена його висока адсорбційна активність і схильність до зниження або блокування тих функцій компонентів середовища, які викликають корозію металу [356]. Формування добре адгезивних до металу плівок, забезпечується наявністю полярних груп. Наявність таких груп як $-\text{NO}_2$, $-\text{NH}_2$, $-\text{N}(\text{CH}_3)_2$ і піридинового азоту сприяє посиленню інгібуючих властивостей [355- 356].

Взаємодія йонів в розчині відбувається з функціональними групами макромолекул, які не здатні до дисоціації, але спроможні утворювати донорно-акцепторні зв'язки, тобто з $>\text{NH}$ - групами макромолекул ПГМГ. В результаті утворюються комплексні сполуки типу хелатів з координаційною ємністю 2 або 4 (рис. 6.6). В них зв'язок між центральним атомом та лігандом має ковалентний характер [357]. Структурна формула утворених комплексів може бути представлена схемою [357]:

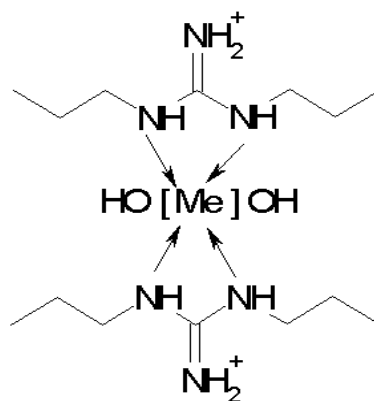


Рис. 6.6 – Схема утворених комплексів (Me: Fe^{2+} , Fe^{3+} , Zn^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+}) [357]

Попередні візуальні дослідження показали (рис. 2.3), що присутність ПГМГ у розчині значно впливає на поведінку сталевих зразків. На відміну від контрольних зразків, які знаходилися у водопровідній воді і були уражені корозією та мали коричневий колір, зразки, які витримувалися в розчинах ПГМГ, мали первісний вигляд і зберегли металевий блиск.

Із збільшенням середньостатичної молекулярної маси спостерігаються зростання адсорбції макромолекул, що пов'язане з посиленням взаємодії гідрофобної частини поліелектроліту з розчинником та їх витісненням на межу розділу фаз [335].

Наявність в складі солей ПГМГ позитивно заряджених гуанідинових груп обумовлює здатність полімеру утворювати на металічних поверхнях стійкі біоцидні плівки, які здатні захищати поверхню металу від біокорозії та біобростання [186]. За наявності сформованого біобростання внутрішніх ємностей пожежно-технічного обладнання рекомендовано повне заповнення на добу розчином ПГМГ з концентрацією 10-15 мг/дм³. З метою профілактичних заходів рекомендовано проводити заповнення на добу розчином полімеру за концентрації 1-3 мг/дм³ один раз на місяць.

В досліджуваному діапазоні концентрацій ПГМГ-ГХ (0,035 - 0,29 %) з використанням пожежного ствола РСК-50 не було виявлено суттєвого збільшення дальності подачі водних розчинів ПГМГ-ГХ [194]. На нашу думку, це пов'язано із зменшенням значення поверхневого натягу й отриманням краплин рідини меншого діаметру, які мають меншу кінетичну енергію, що узгоджується із результатами досліджень визначення дисперсності розпиленних струменів водних вогнегасних речовин методом оптичної мікроскопії [194].

Оцінку мінімального і максимального діаметрів крапель води і водного розчину солі ПГМГ, які утворюються розпиленням струменів за допомогою різних пристроїв, можуть бути визначені наступним чином [186]:

$$d_{\min} = d_0 (B/We)^{1/3} \quad (6.3),$$

$$d_{\max} = d_0 (B/3)^{1/3} \quad (6.4),$$

$$d_{\text{ср}} = 0,9 d_0 (B)^{1/3} \lg(We/3) \quad (6.5),$$

де d_0 – діаметр первинних крапель при розпаді струменя, $B = 0,38$ – експериментальний коефіцієнт, We – число Вебера. При розпаді струменів (перехід в режим розпилення) доцільно значення числа Вебера прийняти за 14. Тоді

$$d_{\min} = 0,301 d_0 \quad (6.6),$$

$$d_{\max} = 0,502 d_0 \quad (6.7),$$

$$d_{\text{сер}} = 0,436 d_0 \quad (6.8).$$

Тобто при розпиленні розмір краплин визначається діаметром первинних крапель. При швидкості потоку в 60 м/с розмір краплин може зменшуватись до $150\text{--}200 \times 10^{-6}$ м, що класифікується як розпилені струмені середньої дисперсності [186]. Солі ПГМГ мають значний вплив на розмір краплин за діаметром у водних струменях. Введення до складу води цієї солі (яка має властивості поверхнево-активної речовини), призводить до зменшення розмірів краплин майже в 3 рази [186]. За рахунок зменшення діаметра краплини скорочується проміжок часу випаровування, збільшується коефіцієнт теплопередачі, чим підвищується охолоджуючий ефект, а за рахунок утворення великої кількості пари відбувається додаткове розбавлення горючого середовища [358]. В той час великі краплини створюють навколо себе потоки повітря, які розповсюджують дрібні часточки продуктів згорання у різних напрямках [359].

Солі ПГМГ містять йоногенні гуанідинові та гексаметиленові групи, які обумовлюють здатність до адсорбції на границі розділу фаз та зменшення поверхневого натягу води, що приводить до покращення змочувальної здатності як самих горючих матеріалів, так і пилоподібних продуктів згорання [186, 187, 198, 328, 329]. Кількість тепла, яку поглинає краплина води під час контакту з поверхнею матеріалу, що горить, можна виразити формулою:

$$Q = \tau S_{\text{к}} \alpha (T_{\text{пов.}} - T_{\text{к}}), \quad (6.9),$$

де τ – час контакту краплини з поверхнею матеріалу, що горить; $S_{\text{к}}$ – площа контакту краплини з поверхнею матеріалу, що горить; $T_{\text{пов.}}$ – температура поверхневого шару матеріалу, що горить; $T_{\text{к}}$ – температура краплини [207, 209, 261].

Отже, збільшення часу контакту за рахунок підвищення адгезійних властивостей води і зменшення швидкості стікання за рахунок збільшення

в'язкості, призводять до зростання кількості тепла, що відбирається від поверхні горіння. А конгломерація пилових часточок внаслідок адгезії визначає перспективність використання солей ПГМГ для запобігання пилоутворення та вітрової міграції радіоактивних аерозолів [360, 361].

В результаті горіння, продукти повного та неповного згорання, будуть поступово осідати на поверхню землі, ґрунтових та поверхневих вод, де відбувається їхнє розповсюдження ланками природних і харчових ланцюжків. Процес осадження буде визначатися в основному двома чинниками: осадженнями у вигляді опадів або використання водних вогнегасних речовин та сухим гравітаційним осадженням поза осередку пожежі.

Осадження частинок диму може здійснюватися за рахунок конденсації вологи та завдяки процесам дифузії. Середня швидкість сухого осадження радіоактивних аерозолів суттєво залежить від природної поверхні і складає 0,05 см/с для трави та 0,072 та 0,55 см /с для лісу [362].

Максимальні значення швидкостей сухого осадження твердих частинок в залежності від функції площі землекористувачів можуть складати [363-365]: для ґрунту - 0,05 см /с; трави - 1,05 см/с; дерев – 0,5 см /с; інші рослини - 0,2 см /с. Деякі значення швидкостей сухого осадження наведено в [54] і вони складають 0,1 см/с [366]; 0,05 см/с [368]; 0,1-0,5 см/с [369]; 0,31 см/с [370]; 0,04-0,5 см/с [371]. Інколи швидкості осадження радіонуклідів [372] рекомендовано відносити у відповідну форму SO_x , тобто використовувати SO_2 (типова частинка) в якості типового газофазного компоненту сульфатного аерозолу SO_4^{2-} . А швидкість сухого осадження цезію розраховувати як половину швидкості осадження сульфатного аерозолу. Також в [373] показано використання швидкості сухого осадження SO_2 для визначення швидкості осадження газоподібного йода (0,5 см/с) і сульфатних аерозолей для твердих частинок йоду (0,1 см/с).

В результаті горіння утворюються різні за розмірами димові частинки. Зокрема, розподіл розмірів димових частинок продуктів згорання в Чорнобильській зоні відчуження становить: від 0,2–1,6 мкм (14-29%); 1,6-12,3 мкм (6-0,1%) [374]. За цих умов середній радіонуклідний склад димових частинок склав %: ^{137}Cs – 54,1;

^{90}Sr – 30,8; $^{239-240}\text{Pu}$ – 0,4. Акцент на утворення більших частинок (> 10 мкм) в результаті пожеж в квітні 2020 року в ЧЗВ зроблений авторами [155] на основі досліджень [375]. Співвідношення масових часток продуктів згорання в залежності від середніх розмірів наведено в таблиці 6.8 [155].

Таблиця 6.8 - Масові частки продуктів згорання в залежності від середніх розмірів частинок [155]

Масові частки продуктів згорання в залежності від середніх розмірів		
<2,5 мкм	2,5-10 мкм	> 10 мкм
20%	20%	60%
10%	20%	70%
10%	10%	80%
0%	10%	90%
0%	0%	100%
0%	40%	60%
0%	30%	70%
0%	20%	80%
10%	0%	90%
20%	0%	80%

За рахунок збільшення сил адгезії розчини солей ПГПГ можуть бути використані для осадження пилоподібних продуктів згорання. Крім того поліелектроліти до яких належать гуанідинові полімери здатні утворювати інтерполімерні комплекси. Ці властивості гуанідинових сполук вказують на перспективність використання їх для потенційного запобігання вітрової міграції радіоактивних часточок на забруднених територіях та зменшення пилоутворення внаслідок злипання, коагуляції та седиментації пилових радіоактивних часточок.

Отже, використання запропонованих речовин та композицій на їх основі може бути рекомендовано для підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності

населення шляхом: зниження пилоутворення (седиментації) радіоактивного пилу; локалізації та адсорбції радіоактивних продуктів горіння; зменшення дозових навантажень на населення та учасників пожежогасіння.

Запропоновані водні вогнегасні речовини є безпечними для персоналу під час використання, транспортування, зберігання та немає необхідності в наявності спеціального обладнання і заходах безпеки, що відповідає високим екологічним вимогам охорони навколишнього середовища і раціонального використання природних ресурсів.

6.3 Висновки до шостого розділу

6.3.1 Виявлено зниження гідродинамічного опору тертя, тобто наявність гідродинамічної активності водних розчинів гуанідинових полімерів (ефект Томса), внаслідок чого зменшуються гідравлічні втрати, що є актуальним і ефективним у випадку відсутності водойми поблизу осередка пожежі.

6.3.2 Експериментально встановлена оптимальна концентрація ПГМГ для використання в первинних засобах пожежогасіння, що становить 3–5 %. За таких концентрацій дальність подачі вогнегасної суміші збільшується до 50 %, а тривалість гасіння зменшується у 3–4 рази. Зменшення тривалості гасіння сприяє зменшенню витрат водної вогнегасної речовини ПГМГ, витраченої на гасіння модельного вогнища 1А з використанням вогнегасника ВВШ–9

6.3.3 Експериментально встановлено збільшення витрат водної вогнегасної речовини полігексаметиленгуанідину гідрохлориду з дренчерних зрошувачів в діапазоні концентрацій (0,3–1,4 %) вздовж досліджуваного трубопроводу (1 м та 13 м) на 1,86–7,69 %. За цих умов можливим є підвищення величини тиску на 2–6 % в порівнянні з початковими значеннями.

6.3.4 Встановлено, що додавання незначних концентрацій (0,03–0,290 %) полігексаметиленгуанідину гідрохлориду, що належить до IV класу небезпеки збільшує витрати водної вогнегасної речовини у 1,20–1,78 рази під час використання пожежного ствола РСК-50.

6.3.5 Показано ефективність використання солей ПГМГ в якості інгібіторів корозії. Рекомендовано для уникнення біобростання внутрішніх ємностей пожежно-технічного обладнання проводити повне заповнення на добу розчином полігексаметиленгуанідину за концентрації 10-15 мг/дм³, а з метою профілактичних заходів - 1-3 мг/дм³ один раз на місяць.

6.3.6 На основі отриманих даних розроблені нові рецептури водних розчинів вогнегасних речовин з використанням в природних екосистемах. Обґрунтовано підходи щодо визначення необхідної кількості полімеру та способу подачі в залежності від поставлених завдань - зменшення гідравлічних втрат, збільшення дальності подачі, скорочення термінів гасіння, зменшення пилоутворення тощо. Використання гуанідинових сполук сприяє конгломерації пилових часточок внаслідок адгезії, що визначає перспективність використання їх для запобігання пилоутворення та вітрової міграції радіоактивних аерозолів і визначається комплексними властивостями поверхнево-активної речовини.

У розділі використані роботи автора [186-188, 194-196, 198, 210, 211, 322, 328-329, 332, 338-344, 350-354, 360].

РОЗДІЛ 7

НАУКОВО-ТЕХНІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАХОДІВ ЩОДО ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ

7.1 Екологічні, соціальні та економічні наслідки пожеж в природних екосистемах

Горіння біомаси є глобальним джерелом газової та пилової емісії в атмосферу й розглядається як один з головних чинників екотоксикологічних ризиків для здоров'я населення. Несприятливі наслідки пожеж для здоров'я людини можуть бути гострими і відстроченими. Гостра дія призводить до гіпоксії, посилення витрати кисню з повітря при горінні, подразнення дихальних шляхів, утруднення дихання. Відстрочений вплив обумовлений токсичним впливом продуктів згорання, що можуть викликати такі захворювання як астма, хронічну обструктивну хворобу легень, бронхіт та пневмонію [376, 377].

Особливістю пожеж в екосистемах є значна емісія в атмосферу продуктів згорання, які можуть глибоко проникати в дихальну систему, тим самим потенційно впливаючи на життєво важливі органи, що негативно впливає на здоров'я людини [377-380]. Серед сполук, що погіршують якість атмосферного повітря, ключову роль відіграють чадний газ (CO), оксиди нітрогену (NO_x), тверді частинки різних розмірів, леткі органічні сполуки та радіонукліди.

Крім того, спостерігається значна емісія вуглекислого газу (CO₂), метану (CH₄), органічного вуглецю тощо [378].

За даними [99] загальна емісія CO₂ з 2013 по 2020 роки в природному лісі України була еквівалентна 123 млн. тонн, з яких 18 млн. тонн становить емісія за 2020 рік (рис.7.1), а 35% викидів CO₂ за 2020 рік зумовлено втратою деревного покриву Житомирської області (рис.7.2) [99].

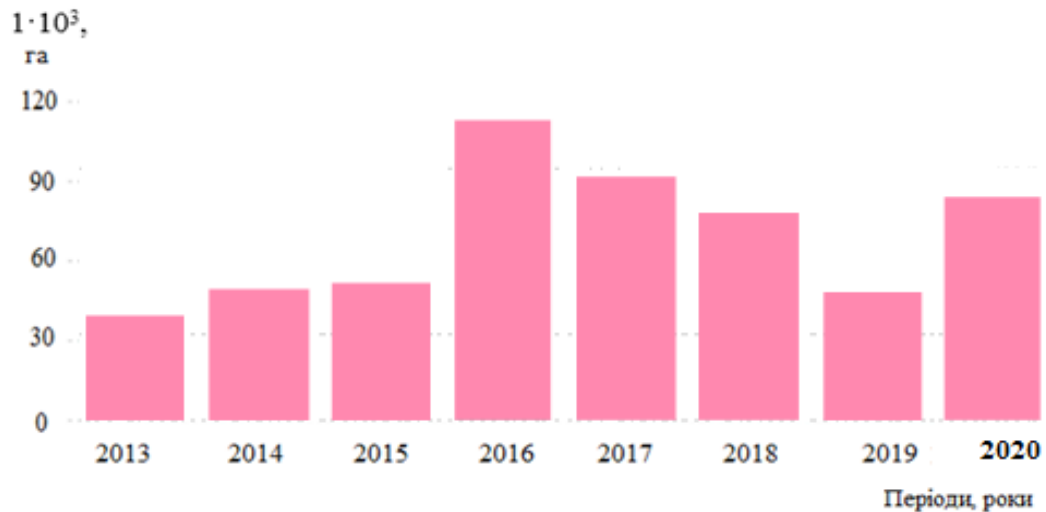


Рис. 7.1. - Емісія CO₂ з 2013 по 2020 роки в природному лісі України [99]

54% усіх втрат деревного покриву за період з 2001 по 2020 роки спричинили втрати в Житомирській області [99]. Втрати деревного покриву з 2001 по 2020 роки в Житомирській області становить майже 18% [99].

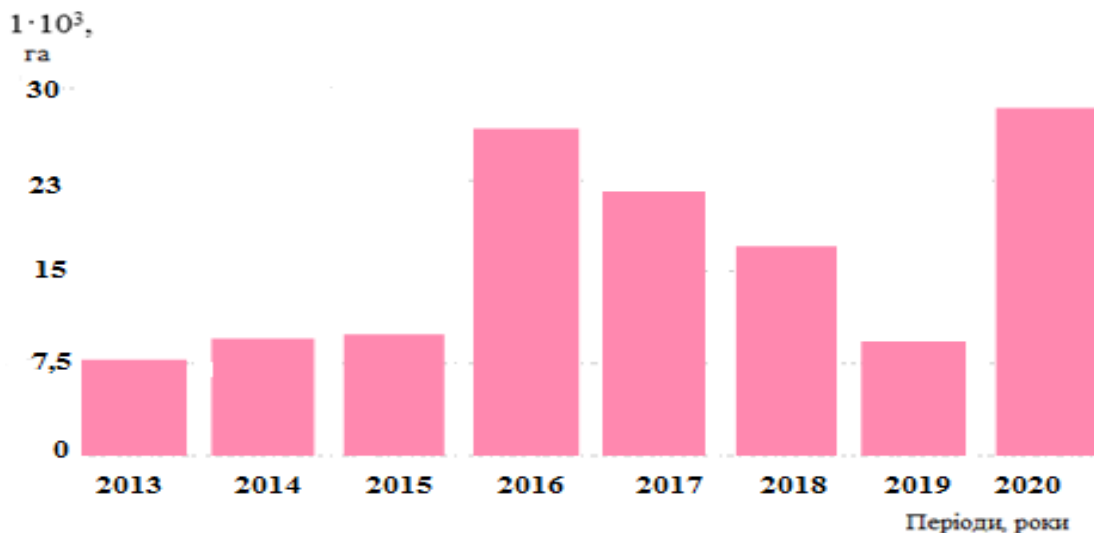


Рис. 7.2 - Емісія CO₂ з 2013 по 2020 роки в природному лісі Житомирської області [99]

Продукти згорання дисперсністю менше 2,5 мкм є особливо небезпечними у зв'язку з глибиною їх проникнення та можливістю фіксації в альвеолах. У бронхах і альвеолах вони викликають бронхолегеневі клінічні ефекти [381]. Деякі газоподібні речовини, утворені внаслідок згорання лісових горючих

матеріалів можуть чинити комплексну бронхоспастичну дію та спричинити гострі ушкодження респіраторної системи. Зокрема, чадний газ (карбон (II) оксид), маючи високу спорідненість до гемоглобіну (швидкість приєднання CO до гемоглобіну приблизно в 10 раз більша ніж швидкість приєднання до кисню) потрапляючи в легені з атмосферним повітрям, розчиняється в плазмі крові, проникає в еритроцити і утворює комплекс з гемоглобіном, який не здатний приєднувати і переносити кисень [381]. Важке отруєння чадним газом може проявлятися зміною серцевої і дихальної діяльності, головним болем, сонливістю, порушенням деяких психомоторних функцій. При хронічних отруєннях CO спостерігаються захворювання серцево-судинної системи, зокрема у людей, які займаються фізичною працею. Спостерігається аритмія, прискорення пульсу, зміна кров'яного тиску. Зміни в роботі серцево-судинної системи спостерігаються через 1-1,5 роки після припинення контакту з CO [381].

Задимлення повітря призводить до погіршення мікроклімату, збільшення кількості туманних днів, зменшення прозорості атмосфери, що супроводжується зниженням видимості тощо. Одним із негативних екологічних наслідків лісових пожеж є збільшення ймовірності виникнення повторних пожеж на пройденій вогнем території в наступні роки [382]. Відразу після пожежі у ґрунті значно зростає вміст елементів живлення, однак у подальшому в результаті швидкого вимивання вниз по ґрунтовому профілю цей вміст суттєво зменшується. Оскільки згорання підстилки впливає на посилення водної і вітрової ерозії, винесення хімічних компонентів ґрунту, зокрема і радіонуклідів [48, 382, 383].

Таким чином, вплив пожеж на життєдіяльність та здоров'я людини полягає не лише у загрозі для життя, а й негативним впливом на населення складних сумішей хімічних речовин, що утворюються в результаті згорання лісових горючих матеріалів та приводить до підвищення рівня забруднення атмосферного повітря. Особливістю такого поєднання є складні синергетичні суміші хімічних речовин та високої температури повітря [48, 52, 381].

Згідно із рекомендаціями Всесвітньої охорони здоров'я пожежні ризики класифікують таким чином [384, 385]:

- незначний ризик $R \leq 1 \cdot 10^{-6}$;
- прийнятний $R = 1 \cdot 10^{-6} \dots 5 \cdot 10^{-5}$;
- високий ризик $R = 5 \cdot 10^{-5} \dots 5 \cdot 10^{-4}$;
- неприйнятний $R > 5 \cdot 10^{-4}$.

Також для оцінки небезпеки під час гасіння пожеж широко використовують концепцію ризику, яка може служити кількісною мірою впливу шкідливих та небезпечних речовин і дозволяє визначити шкоду для організму людини. Виходячи з соціальних та економічних аспектів міра «прийнятної» рівня ризику для учасників пожежогасіння приймається рівною $1 \cdot 10^{-3} \text{ год}^{-1}$, що може бути перевищена під час гасіння пожеж на території ЧЗВ [386].

Оцінка шкідливої дії на людину ґрунтується на законі Вебера-Фехнера: приріст сили відчуття L пропорційний логарифму відношення величини фактора I , що впливає до його порогового значення I_0 [381]:

$$L = a \lg I / I_0 \quad (7.1),$$

де a – коефіцієнт пропорційності.

Впливи шкідливих факторів, що перевищують граничні значення, викликають у людини різного рівня відчуття та приводять до відхилень багатьох фізіологічних показників організму, аж до летального результату. Отже можна прийняти, що величина відчуттів L і визначає величину токсичного ризику R . Якщо розглядати забруднення атмосфери хімічними речовинами, то величиною фактора, що впливає, і його граничним значенням є концентрація речовини у повітрі C_0 і його гранична концентрація C_D відповідно [386]. Тоді рівняння (7.1.) приймає наступний вигляд:

$$R = a \lg C_0 / C_D \quad (7.2),$$

За умови прийнятної рівню ризику $R = 10^{-6}$ відповідає вміст шкідливих хімічних речовин у повітрі за концентрації рівний ГДК_{рз}. За концентрації середньої смертності $C_D = \text{ЛК50}$ рівень ризику дорівнює $R = 0,5$. Тоді залежність величини токсичного ризику від концентрації шкідливої речовини у повітрі дорівнює [386]:

$$R = 0,5 [\lg(c/\text{ГДК}_{\text{сд}}) / \lg(\text{ЛК}/\text{ГДК}_{\text{сд}})] \quad (7.3),$$

де $ГДК_{сд}$ - середньодобова $ГДК$ шкідливих речовин у повітрі.

Величина ризику в безпосередній близькості від фронту вогню, стосовно до нормованих величин якості повітря, складає:

$$z = ГДК_{рз} \quad (7.4),$$

де $ГДК_{рз}$ - $ГДК$ робочої зони шкідливих речовин у повітрі [386].

Під час розрахунку величини індивідуального ризику в безпосередній близькості до фронту вогню необхідно враховувати ймовірність перебування учасників пожежогасіння у даній зоні P :

$$P = T/t\Delta\tau \quad (7.5),$$

де T – кількість робочих годин у тижні; t – днів у тижні; τ – годин в добі.

Індивідуальний ризик для учасників пожежогасіння за даних умов складає:

$$R_i = R_{зр} P \quad (7.6).$$

Таким чином, розрахунок величини токсичного ризику на основі нормативних даних $ГДК$ хімічних речовин дозволяє дати кількісну оцінку небезпеки забруднення повітря внаслідок пожежі [386, 381].

7.2. Науково-методичні рекомендації щодо зниження доз опромінення персоналу задіяного в гасінні лісової пожежі

Серед основних факторів підвищеної небезпеки для особового складу, під час гасіння пожеж на радіоактивно забрудненій території, крім наявності токсичних продуктів повного та неповного згорання, виділяють: відкритий вогонь, іскри; підвищену температуру навколишнього середовища; зовнішнє опромінення радіонуклідами, що містяться у верхньому шарі ґрунту і лісової підстилки, а також внутрішнє опромінення внаслідок інгаляційного надходження радіоактивних аерозолів з повітрям [43, 44, 48, 52].

Під час пожежі відбувається високотемпературний витік радіонуклідів, а також формування дрібнодисперсного радіоактивного аерозолу за рахунок утворення попелу та конденсації радіонуклідів на різних носіях. Зокрема пилоподібних. Все це може призводити до збільшення приземної концентрації

радіонуклідів в повітрі до сотень і тисяч разів. Внаслідок чого учасники пожежогасіння отримують додаткове опромінення. Таким чином, загальна ефективна доза складається із зовнішнього та внутрішнього опромінення. Зовнішнє опромінення викликане перебуванням на радіоактивно забрудненій території, а радіоактивний димовий шлейф продуктів згорання лісових горючих матеріалів є додатковим внутрішнім (інгаляційним) джерелом опромінення [385] (додаток Г). Зовнішнє опромінення від радіоактивного ґрунту і рослинності має суттєвий вклад ($\approx 50\%$) в загальну дозу опромінення [55, 85]. Однак вдихання радіонуклідів може істотно залежати від інтенсивності роботи. Крім того, поруч із джерелом загорання в повітрі активність радіонуклідів найбільша [43, 44]. Тому до початку гасіння пожежі повинна бути проведена оцінка очікуваних доз опромінення учасників пожежогасіння. Крім цього, для всього персоналу, задіяного в пожежогасінні, повинні бути визначені отримані ними індивідуальні ефективні дози опромінення. Персонал, який залучається до гасіння пожеж, має бути забезпечений всіма табельними і спеціальними засобами індивідуального та колективного захисту (спецодягом, засобами захисту органів дихання, очей і відкритої поверхні шкіри, засобами дезактивації тощо), а також системами вимірювання та реєстрації отриманих доз опромінення під час роботи [387].

Величина інгаляційної дози опромінення залежить від запасу радіонуклідів у горючому матеріалі. Частка горючого матеріалу, що згорає, залежить від виду пожежі і класу пожежної небезпеки для різних погодних умов, і змінюється від 0 % для деревини до 97 % для хвої чи листя. Що стосується коефіцієнтів викидів радіонуклідів, то за оцінками різних авторів під час згорання біомаси може вивільнятися від 20% [388] до 40-100% лабільних радіонуклідів [389, 390]. Авторами [27, 33] встановлено, що коефіцієнти викиду ^{137}Cs становлять 4–10%. На основі лабораторних досліджень встановлено [391], що коефіцієнти викиду ^{137}Cs із біомаси можуть складати 1-2,5%. Якщо величини ефективних доз від зовнішнього опромінення можна отримати на підставі даних безпосереднього дозиметричного контролю або по щільності забруднення території ^{137}Cs , то внутрішні дози опромінення за рахунок інгаляції ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am можна

оцінити на підставі результатів вимірювань питомої об'ємної активності цих радіонуклідів у зоні роботи персоналу, що в умовах пожежогасіння здійснити вкрай важко, або тільки розрахунковим методом [375]. Під час лугових і лісових пожеж у повітрі можуть бути присутні радіоактивні аерозолі мікронного і субмікронного розміру. Найбільш небезпечними є альфа-випромінюючі радіонукліди ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am , що піднімаються в повітря з мікронними частинками пилу та попелу. Навіть за умов, коли загальний радіаційний фон не перевищує допустимого рівня, частинки важких металів (продуктів напіврозпаду), що містяться в аерозолі диму та пилу можуть вражати внутрішні органи за рахунок інгаляційного опромінення [173]. Радіоактивні продукти повного та неповного згорання, тепловий стрес, велика кількість вуглекислого газу та продуктів згорання в зоні гасіння (задимлення), зневоднення, надмірна тривалість роботи без відпочинку приводить до виснаження персоналу задіяного в гасінні пожеж та впливає на здатність приймати рішення. Важливим аспектом є знання особового складу пожежних підрозділів про вплив радіації на організм, існуючі способи захисту і ослаблення дії радіації [178].

До пріоритетних завдань належить розроблення способів і засобів боротьби з вогнем в умовах радіоактивного забруднення, які включають в себе: контроль індивідуальних доз учасників пожежогасіння та використання засобів індивідуального захисту.

Всім людям, що які беруть участь в гасінні пожежі, має бути забезпечена радіаційна безпека, зокрема засоби індивідуального захисту, що відповідають нормам і вимогам, встановленим для персоналу при роботах з відкритими джерелами іонізуючих випромінювань) [387]. А також заходи зниження пилоутворення, локалізація та адсорбція радіоактивних продуктів горіння і організація заходів по дезактивації [45].

Контрольний рівень зовнішнього опромінення для особового складу пожежних підрозділів під час роботи в Чорнобильській зоні відчуження становить 2,3 мЗв [387]. Ліміт ефективної еквівалентної дози (ЛДЕ) опромінення персоналу категорії А становить 20 мЗв·рік⁻¹. Прогнозована ефективна доза зовнішнього

опромінення D дорівнює добутку тривалості роботи протягом певного часу (t) за потужності ефективної дози опромінення дорослої людини за час роботи Pt [384, 387]:

$$D = Pt \cdot t \quad (7.7).$$

Таким чином, за встановленого ЛДЕ 20 мЗв/рік при 1700 годинах роботи протягом року (всі робочі дні), допустима доза від зовнішнього опромінення не має перевищувати 10 мкЗв/год. Прогнозована ефективна доза внутрішнього опромінення за рахунок інгаляційного надходження кожного радіонукліду D для дорослої людини (без використання засобів індивідуального захисту органів дихання) під час інтенсивної роботи протягом певного проміжку часу (t) може бути розрахована як добуток питомої об'ємної активності радіонукліду в повітрі A на об'єм повітря, що людина вдихає за час роботи Vt та на дозовий коефіцієнт B :

$$D = A \cdot B \cdot Vt \quad (7.8).$$

При важкому фізичному навантаженні $Vt = 3\text{м}^3/\text{год}$, але може бути збільшена в декілька разів. Максимальна ефективна доза на одиницю інгаляційного надходження радіонукліду B становить, Зв/Бк: $^{90}\text{Sr} = 1,5 \cdot 10^{-7}$; $^{137}\text{Cs} = 6,7 \cdot 10^{-9}$; $^{238-240}\text{Pu} = 4,3 \div 4,7 \cdot 10^{-5}$; $^{241}\text{Pu} = 8,5 \cdot 10^{-7}$; $^{241}\text{Am} = 3,9 \cdot 10^{-5}$. Для обмеження внутрішнього опромінення персоналу вводиться допустиме надходження радіонукліда через органи дихання - річне надходження радіонукліда через органи дихання (допустимий рівень), яке забезпечує не перевищення ліміту дози для осіб категорії А (персонал) під час безпосереднього інгаляційного надходженні окремого радіонукліда на рівні, Бк/год: $^{90}\text{Sr} = 3 \cdot 10^4$; $^{137}\text{Cs} = 1 \cdot 10^5$; $^{238-240}\text{Pu} = 60$; $^{241}\text{Pu} = 3 \cdot 10^3$; $^{241}\text{Am} = 70$. Не перевищення допустимого рівня інгаляційного надходження радіонуклідів забезпечується за умови не перевищення допустимої концентрації в повітрі протягом усього робочого часу, Бк/м³: $^{90}\text{Sr} - 10$, $^{137}\text{Cs} - 60$, $^{238-240}\text{Pu} - 0,03$, $^{241}\text{Pu} - 1$, $^{241}\text{Am} - 0,03$. З метою економії дози опромінення особового складу пожежних підрозділів запропоновано спосіб гасіння лісової пожежі, що включає в себе використання водної вогнегасної речовини на основі ПГМГ безпосередньо для гасіння кромки пожежі з одночасним прокладанням перед фронтом пожежі загороджувальних смуг на основі солей ПГМГ, що дозволяє знизити швидкість

горіння лісових горючих матеріалів майже в 4 рази (рис.7.3) [360, 392, 393].

Скочення термінів гасіння досягається за рахунок подавання водної вогнегасної речовини на основі ПГМГ у його сольових формах в зону пожежі і/або з одночасним прокладанням загороджувальних смуг шириною 1-1,5м безпосередньо перед фронтом лісової пожежі з використанням вогнезахисних полімерних речовин на основі солей ПГМГ, які є екологічно прийнятними вогнегасними речовини та серійно виготовляються в Україні (рис. 7.3) [393].



Рис. 7.3 – Схема гасіння лісової пожежі з використанням солей ПГМГ

Гасіння пожежі рекомендується починати з тилу, а потім переходити до флангових та фронтальної ділянок. При цьому слід враховувати напрям вітру у приземному шарі повітря, який містить аерозолі радіонуклідів, для мінімізації потрапляння його в очі та органи дихання учасників пожежогасіння. Запропонований спосіб гасіння лісової пожежі дозволяє скоротити тривалість гасіння лісової пожежі за рахунок підвищення ефективності роботи гідравлічних систем пожежно-технічного обладнання, зменшення гідравлічних втрат в трубопроводах та зменшення ступеня вигорання лісових горючих матеріалів за рахунок утворення на поверхні інгібуючого шару, що уповільнює швидкість горіння в 3-4 рази. Запропонований спосіб запобігає утворенню та атмосферному

поширенню радіоактивних аерозолів, що зумовлює економію дози опромінення персоналу задіяного в гасінні пожеж, потенційного зниження доз опромінення населення прилеглих до ЧЗВ територій та зменшенню ризиків інгаляційного та перорального опромінення внаслідок вторинного радіоактивного забруднення приземного шару атмосфери і біогеоценозів [360, 392, 393].

Розраховано час роботи пожежних в умовах радіоактивного забруднення за потужності експозиційної дози 0,5–10 мкЗв/год та контрольного рівня зовнішнього опромінення 2,3 мЗв/рік, за умови використання водних вогнезахисних речовин на основі ПГМГ, який вдвічі більше, ніж при використанні води (таблиця 7.1) [45].

Таблиця 7.1 - Розрахунковий допустимий час роботи особового складу пожежних підрозділів під час гасіння лісової пожежі з використанням запропонованих рецептур

Потужність експозиційної дози, мкЗв/год	Дозове навантаження, мкЗв	Категорія А II підгрупа (особовий склад пожежних підрозділів)		
		З викорис-танням Н ₂ О	З використанням похідних ПГМГ	
			Гасіння пожежі	Прокладання вогнезахисних смуг
		Час роботи		
50	6,25	Не залучати	Не залучати	30 хв
10	5,8	35 хв	70 хв	140 хв
5	7,5	1,5 год	3 год	6 год
1	6,2	6,2 год	12,4 год	24,8 год
0,5	6,25	12,5 год	25,0 год	50 год
0,3		Без обмежень	Без обмежень	Без обмежень
Контрольний рівень зовнішнього опромінення мЗв/рік 2,3				

Показано можливість використання запропонованих технологічних рішень

для локалізації та ліквідації лісової пожежі, за потужності експозиційної дози 0,5–10 мкЗв/год та контрольного рівня зовнішнього опромінення 2,3 мЗв/рік, для збільшення часу роботи особового складу (таблиця 7.1) [45].

Впровадження запропонованих інженерно-технологічних рішень дозволить істотно скоротити час гасіння лісової пожежі та досягти істотної економії дози опромінення особового складу пожежних підрозділів, задіяних на гасіння лісової пожежі (табл. 7.1) [45].

В залежності від кількості наземного горючого матеріалу ширина загороджувальної смуги може складати 0,5 – 1,5м. За умови однакової кількості наземного горючого матеріалу кількість робочого розчину для прокладання 1м вогнезахисної смуги можна визначити з таблиці (таблиця 7.2)

Таблиця 7.2 – Кількість робочого розчину для прокладання 1м вогнезахисної смуги залежно від сольового складу та витрат

Ширина вогнезахисної смуги, м	Кількість робочого розчину для прокладання 1м вогнезахисної смуги за витрат робочого розчину ФСГ-1, г/м ²			
	100	200	300	500
1,0	100	200	300	500

Одним із способів зменшення дози опромінення учасників пожежогасіння може бути зменшення часу, затраченого на локалізацію та ліквідацію лісової пожежі або запровадженням комплексу превентивних заходів із попередженням їх виникнення шляхом прокладання загороджувальних смуг [392].

Для запобігання пожеж та підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення радіоактивно забруднених територій рекомендовано проводити комплекс превентивних заходів, шляхом прокладання вогнезахисних смуг, обробляння потенційних джерел пожежонебезпеки (лісосмуги, лісосклади, лісопереробні комплекси) з використанням вогнезахисних композицій на основі

гуанідинових полімерів [392]. При використанні запропонованих технологічних рішень під час гасіння лісових горючих матеріалів (соснових гілок, лісової підстилки) розчином полігексаметиленгуанідину, час гасіння осередку пожежі зменшується в 1,3-1,5 рази, а кількість необхідної для ліквідації осередку пожежі рідини може бути зменшена в 1,7-2,2 рази в залежності від концентрації та сольового складу запропонованих композицій.

Задля зниження рівня негативного впливу на стан довкілля наслідків торф'яних пожеж, запропоновано використання природних матеріалів на основі бентонітових глин, що впливають на швидкість поширення полум'я та його інтенсивність. Запропонований спосіб включає в себе використання суспензії бентонітових глин та водного розчину солей ПГМГ. Для отримання суспензії використовували глинопорошок типу ПП-5 ТУ У 14.2-00223941-007-2010 Дашуківського родовища Черкаської області. На основі експериментальних досліджень процесів сушки зразків торфу Ірдинського родовища показано зменшення втрати маси на 25-35% зразків торфу попередньо модифікованих солями ПГМГ. Перетворення, що відбуваються в торфі під час термічного розкладу, обумовлені сукупністю складних паралельних реакцій, які можна розділити на дві стадії. I (стадія) відбувається за температур 227-377⁰С і супроводжується виділенням летких компонентів, а II (стадія) відбувається в діапазоні 377-627⁰С і супроводжується окисненням органічної складової. На нашу думку, наявність ПГМГ впливає на перебіг цих двох стадій, оскільки в межах температур 320-375⁰С спостерігається значний ендотермічний ефект, зумовлений піролізом ПГМГ, що сприяє гальмуванню термодеструкції в умовах пожежі [186].

Доза зовнішнього опромінення особового складу пожежних підрозділів може бути зменшена шляхом мінімізації часу перебування персоналу в умовах радіоактивного забруднення шляхом удосконалення управління пожежегасіння. Перш за все запобігання, раннє виявлення з використанням даних дистанційного зондування землі, схвалений план пожежегасіння, оптимальне розташування сил та засобів в залежності від наявності вододжерела, оптимізація маршрутів транспортних засобів до вододжерела (рис.7.4). Попередній аналіз сценаріїв

поведінки вогню та просторової локалізації районів з найбільшим ризиком пожеж та районування території за рівнем радіоактивного забруднення, інвентаризація наявних водних ресурсів, облаштування резервуарів, необхідних для припинення лісових пожеж, прокладання вогнезахисних профілактичних смуг [45].

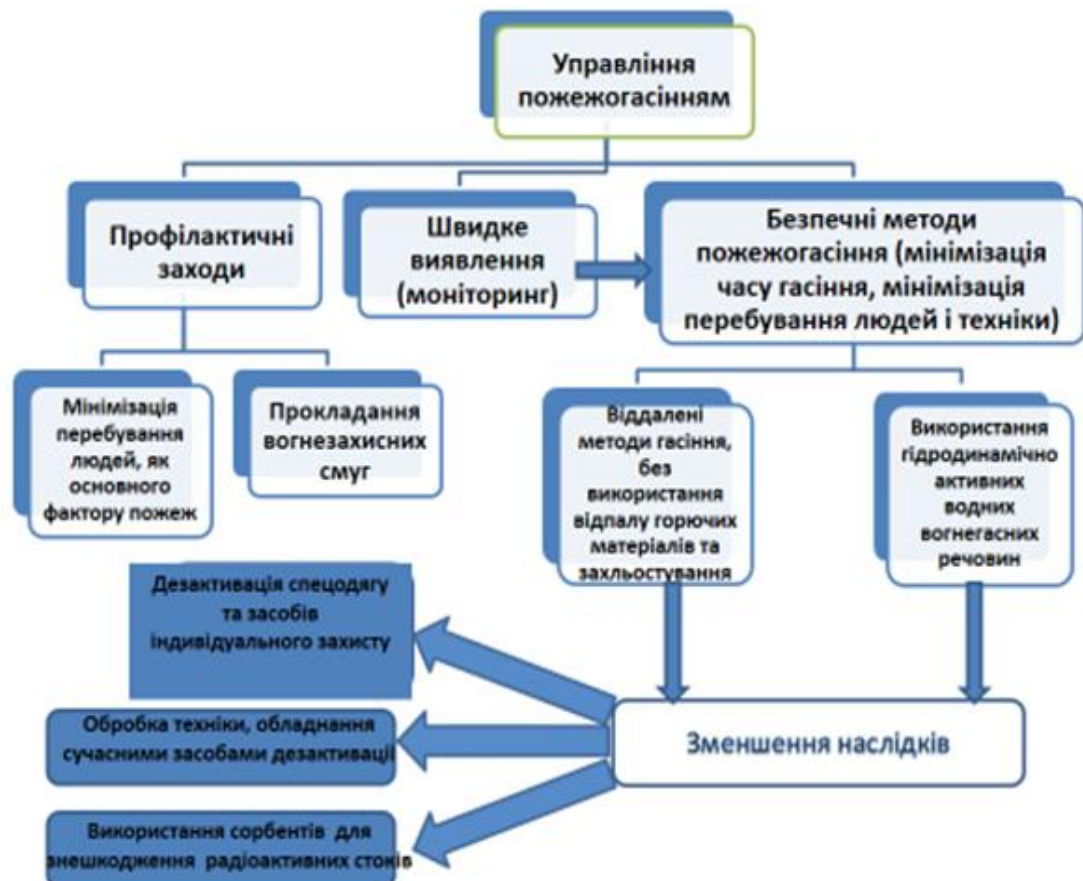


Рис. 7.4 - Схема управління пожежогасінням радіоактивно забруднених лісових екосистем (розроблено автором на основі власних досліджень та літературних джерел)

Безпосередньо пожежогасіння на початковій стадії горіння з використанням гідродинамічно активних вогнегасних речовин та мінімізація опромінення персоналу, забезпечення оцінки дози його опромінення, проведення індивідуального дозиметричного контролю та моніторингу навколишнього середовища, захист особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил цивільного захисту (ОРСЦЗ). Зниження пилоутворення - для мінімізації шкідливого негативного радіоактивного впливу на учасників пожежогасіння із

застосуванням запропонованих вогнегасних речовин з адсорбційними властивостями. Контроль індивідуальних доз особового складу пожежних підрозділів і використання засобів індивідуального захисту, використання респіраторів та інших індивідуальних захисних засобів для органів дихання, ліквідація негативних наслідків (організація заходів щодо дезактивації) [45].

З точки зору екологічної безпеки актуальним є розробка системи заходів пов'язаних з мінімізацією перебування особового складу пожежних підрозділів і техніки в зоні гасіння пожежі. Оскільки використання техніки під час гасіння лісових пожеж з однієї сторони є необхідним, але з іншої провокує руйнування верхнього шару гумусу (2-4 см), де міститься переважна кількість радіонуклідів, що викликає процес вертикального їхнього перерозподілу у ґрунті та підземні води із подальшою міграцією у Дніпро, Чорне та Середземне море. Тому активне гасіння лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях бажано замінити превентивними заходами, що полягають в недопущенні (мінімізації): шкідливого негативного радіоактивного впливу на учасників пожежогасіння; винесенню радіоактивно забруднених частинок технічними засобами пожежогасіння (пожежні автомобілі, трактори тощо) в тому числі за межі Чорнобильської зони відчуження; вертикального перерозподілу радіонуклідів [45].

Запобігання розповсюдження радіонуклідів із радіоактивно забруднених лісових екосистем для забезпечення безпеки населення, особового складу пожежних підрозділів і навколишнього середовища є важливим компонентом управління радіоактивно забрудненими лісовими екосистемами. Екологічно безпечне управління радіоактивно забрудненими лісовими екосистемами за якого досягається оптимальне співвідношення між екологічними та економічними показниками обумовлено впровадження основних принципів екологічного менеджменту [45].

Забезпечення протипожежних заходів для попередження виникнення пожеж в природних екосистемах повинно розглядатися комплексно, мати системний характер, багаторівневу будову, централізовану координацію та управління. Включати в себе моніторинг пожеж в тому числі на території ЧЗВ, що має важливе

значення для забезпечення радіаційно-екологічної безпеки як в самій зоні відчуження, так і на прилеглих до неї територіях. Це в першу чергу дозволить удосконалити систему виявлення пожеж.

На сучасному етапі існує низка міжнародних ініціатив, які спрямовані на використання даних дистанційного зондування Землі для попередження та ліквідації надзвичайних ситуацій та екстреного реагування, до яких Україна вже почала долучатися. До них слід віднести міжнародну «систему систем спостереження Землі» GEOSS (Global Earth Observation System of Systems), Міжнародну хартію щодо космосу та великих катастроф, Партнерство з комплексної стратегії глобальних спостережень, Глобальний моніторинг в інтересах охорони навколишнього середовища та безпеки (GMES - Global Monitoring for Environmental Security), Програму попередження та зменшення наслідків стихійних лих Всесвітньої метеорологічної організації, Платформу ООН UN-SPI DER, Міжнародну ініціативу «Космос і великі катастрофи» (International Charter «Space and Major Disasters»). Важливим в цьому питанні є долучення України до тих міжнародних систем спостереження, які зорієнтовані на питаннях моніторингу лісових пожеж, для мінімізації їх наслідків та збереження бар'єрної функції ЧЗВ. Але на бар'єрну функцію радіоактивно забруднених лісових екосистем, крім пожеж, впливає лісгосподарська діяльність людини, що полягає у заходах лісовідновлення та лісорозведення, способах і технологіях рубок, переробленні деревини, заготівлі продукції лісу (ягід, м'яса мисливських тварин, лікарських рослин, сіна та випасання худоби, деревних соків, їстівних грибів, продуктів бджільництва тощо). З біомасою недеревної і деревної продукції лісу з природної екосистеми виносяться радіонукліди. Величина винесення залежить від інтенсивності ведення лісового господарства, кількості ягід і грибів, які збирає місцеве населення. Вона може становити від кількох десятків відсотків за рахунок збирання ягід і грибів, до десяти-двадцяти відсотків (загального запасу в біоценозі) при суцільних рубках головного користування [45].

Запобігання поширення радіонуклідів із радіоактивно забруднених лісових екосистем можливо досягти шляхом впровадження принципів екологічного

менеджменту, тобто екологічно безпечного управління за якого досягається оптимальне співвідношення між екологічними та економічними показниками. Де особливе місце займають протипожежні заходи, управління пожежогасінням та захист особового складу оперативно-рятувальних сил, задіяних на гасіння лісової пожежі.

Під час гасіння пожеж на радіоактивно забруднених територіях особовий склад пожежних підрозділів має бути оснащений захисним екіпіруванням, яке включає каску, захисні окуляри і респіратор, міцне шкіряне взуття та пляшку з питною водою.

Оскільки під час гасіння лісових пожеж на територіях, забруднених радіонуклідами, їх концентрація в продуктах згорання збільшується в десятки та сотні разів, тому під час гасіння пожеж є потреба в захисті дихальної системи, шкіри та очей від твердих продуктів згорання (зола, не повністю спалені речовини, дим і пил). Коефіцієнти ризику при інгаляційному ураженні та внаслідок прийому їжі наведено в [385] (додаток Г).

Робота повинна проводитися тільки в захисному одязі (комбінезон), котрий після використання підлягає дезактивації або утилізації (захоронення) відповідно до норм радіаційної безпеки. Транспортні засоби, які використовуються для доставки персоналу до робочих місць, підлягають дезактивації спеціальними засобами не рідше, ніж один раз на зміну. Питна вода та гаряча їжа повинні бути доставлені на робочі місця в закритих посудинах та вакуумних пляшках; їжа повинна бути додатково запакована в пластикові пакети. Після закінчення робіт комбінезони та взуття запаковуються в спеціальні мішки та поміщуються в ізольовані контейнери. Руки, обличчя, очі, вуха і носоглотка повинні бути ретельно промиті, для цього необхідно мати запас чистої води. Захисний одяг повинен бути виготовлений з матеріалу, що не має адсорбційних властивостей з метою запобігання радіоактивному пиловому забрудненню. Головні убори повинні бути виготовлені з матеріалів, які може бути легко знезаражено (дезактивовано).

Надходження радіонуклідів в організм перкутатним шляхом (через шкіру) можливий як через пошкоджені, так і неушкоджені ділянки шкіри. Перкутатна

інкорпорація радіонуклідів прямо пропорційна часу контакту радіоактивних матеріалів зі шкірою. При дезактивації забруднених ділянок шкіри слід використовувати звичайні миючі засоби. Робота в таких умовах вимагає збалансування типів захисту, наприклад, повнокомплектний протипожежний костюм дуже добре захищає від прямого впливу тепла та опіків, але може дуже швидко стати причиною теплового стресу через слабе відведення тепла від тіла.

Найкращими матеріалами для виготовлення одягу пожежника є шерсть та бавовна. Більшість синтетичних матеріалів не відводять тепло від тіла, можуть спалахнути або розплавитися під дією тепла. Товщина матеріалу є основним фактором у зменшенні кількості тепла, переданого до тіла. Шари одягу і повітряні прошарки між шарами можуть створити подібний бар'єр. [45]

Вільно зіткана тканина (наприклад, шерсть) добре ізолює від променевого тепла і дозволяє видаляти тепло від тіла. Щільно зіткана тканина (наприклад, джинсова) є поганим ізолятором від променевого тепла і погано відводить його від тіла, хоча має хорошу зносостійкість і міцність до розривів [45].

Крім того, одяг, що використовуються під час гасіння лісових пожеж, в тому числі на радіоактивно забруднених територіях, повинен включати: безпечний шолом та одяг, що захищає шию; товсту сорочку з довгими рукавами і довгі штани з товстої тканини або протипожежний комбінезон; шкіряні або інші відповідні черевики з бавовняними носками; бавовняні або брезентові рукавиці; бавовняну білизну; манжети брюк, сорочки, комбінезона та шия повинні бути відкритими, це дозволяє повітрю циркулювати, а поту випаровуватися, зменшуючи ризик небезпечного накопичення тепла [45].

Також важливим є екіпірування, що захищає слух і зір, оскільки роботи проводяться в середовищі з високим рівнем шумового навантаження (насоси, силове обладнання, важка техніка), а протипилові захисні окуляри і маски зменшують дискомфорт, коли рятувальники знаходяться в задимлених умовах з високим вмістом пилу. З метою зменшення пилоутворення при проведенні догасіння рекомендовано використовувати 1 % розчини поверхнево-активних речовин гуанідинового ряду.

Невеликий рюкзак з додатковим одягом, висококалорійною їжею, водою, засобами дезінфекції та першої медичної допомоги повинен бути передбачений для персоналу рятувальників, що працюють у віддалених місцевостях та можуть перебувати там досить довгий час.

Оскільки під час гасіння лісових пожеж виникають сприятливі умови для передачі інфекційних хвороб внаслідок особливих умов життя та праці (дим, втома та фізично виснажлива робота), які можуть збільшити ймовірність передачі інфекційних хвороб, з метою дотримання гігієни праці рекомендовано використовувати дезактивуючі розчини на основі солей полігексаметиленгуанідину - «Полідез», «Тонік антисептичний «Біоцид плюс»». Зазначені дезактивуючі засоби мають низку переваг у порівнянні з антисептиками на спиртовій основі, не містять речовин, які можуть викликати токсичні та хімічні впливи на особовий склад учасників пожежогасіння, не спричиняють корозії металів, не зашкоджують обладнанню та інструментам [45, 394 - 396]. Рекомендовано для персоналу задіяного в гасінні пожеж, що працюють у віддалених місцевостях та можуть перебувати там досить довгий час в рюкзаку з додатковим одягом, висококалорійною їжею та водою мати засоби дезінфекції («Полідез», «Тонік антисептичний «Біоцид плюс»») для уникнення поширення інфекційних захворювань [45].

З точки зору екологічної безпеки запропоновані технологічні рішення можуть бути використані для зменшення забруднення повітря продуктами повного та неповного згорання та збереження бар'єрної функції лісових екосистем ЧЗВ.

7.3 Регіональні проблеми лісових та торф'яних пожеж, вплив продуктів згорання на здоров'я населення та довкілля

Якість атмосферного повітря належить до найважливіших факторів санітарно-епідеміологічного благополуччя населення. В результаті лісових та торф'яних пожеж екологічний стан довкілля може становити потенційну загрозу здоров'ю людей. В результаті лісових та торф'яних пожеж крім викидів CO₂, CO, CH₄,

твердих аерозолів відбувається значний викид токсичних і шкідливих речовин в тому числі радіоактивних. Основна кількість викидів шкідливих речовин у повітря, які перевищують ГДК припадає на CO, NO_x, C_nH_n і зважений пил.

Фактичні концентрації багатьох токсичних речовин, включаючи бензпірени, перевищують ГДК. Під час згорання 1 га лісових насаджень може утворюватися до 80-100 тонн димових газів, 10-12 тонн оксидів Карбону, Нітрогену та Сульфуру. Утворений в результаті згорання дим більше ніж на 50% складається із смолянистих речовин, 25% - газів, парів води та золи [397].

Хімічний склад утвореного пилу та диму може включати в себе понад 100 речовин [397] залежно від характеру матеріалів, що горять та умов горіння. Шкідливий екологічний вплив лісових пожеж обумовлений кожним компонентом окремо, а в деяких випадках може проявлятися і ефект синергізму [397]. Утворена складна суміш продуктів повного і неповного згорання залежить від умов пожежі, хімічного складу горючого матеріалу, а також від того, на якій стадії ліквідовано пожежу. До складу диму також входять похідні фенолу і поліядерні ароматичні вуглеводні (нафталін, антрацен) [23, 397]. За оцінками деяких вчених питомий викид твердого аерозолю складає 24-26 кг/т горючих рослинних матеріалів, а світовий – 60-140 млн.тонн/рік [23, 397].

В таблиці 7.3 наведено приблизний склад продуктів згорання, що виділяється в атмосферу в результаті лісових пожеж [397].

Лише частина, приблизно 20 %, знищеного вогнем рослинного матеріалу окиснюється повністю до оксидів. Інша частина надходить в атмосферу у вигляді летких органічних сполук (мають досить високий тиск пари за нормальних умов, щоб у значних концентраціях потрапляти у довкілля) або твердих частинок склад яких не достатньо вивчений [23, 397]. В продуктах згорання ідентифіковано більше 50 летких сполук із кількістю атомів Карбону C₁-C₈ до них належать: метан та інші алкани C₂-C₇; алкени C₂-C₅; вищі алкіни; бензол та його гомологи; спирти C₁-C₅; карбонільні сполуки C₁-C₇ (в тому числі ненасичені альдегіди та кетони). Об'єми викидів в атмосферу деяких хімічних елементів таких як свинець, ртуть, кадмій, миш'як, пов'язані з реальним екоотоксикологічним ризиком [23, 397].

Таблиця 7.3 - Склад продуктів згорання та концентрація деяких органічних сполук, що виділяються в атмосферу в результаті лісових пожеж [397]

Сполука	Концентрація (мкг/м ³)		
	із навітряної сторони	над осередком пожежі	на відстані ≈5000м із вітряної сторони
Етан	3,4	106,8	30,5
Етилен	0,5	138,1	42,6
Ацетилен	< 0,5	22,5	6,6
Пропан	2,2	49,9	14,9
Пропілен	0,8	122,9	31,8
Ізобутан	< 1,0	4,9	2,1
<i>n</i> -Бутан	4,1	19,0	4,9
1-Бутен	< 1,0	33,2	6,4
Ізобутилен	<1,0	19,0	3,2
1,3 -Бутадиєн	< 1,0	35,7	5,6
2- Метилбутан	1,3	15,0	4,0
<i>n</i> - Пентан	< 1,3	8,8	2,7
1-Пентен	1,3	12,0	2,7
Гексан	1,6	6,7	3,8
Бензол	1,6	204,9	34,7
Гептан	2,0	9,0	2,0
Толуол	2,0	91,8	12,4
Фурфурол	1,3	34,5	1,3
Етилбензол	2,0	10,3	2,0
Стирол	2,0	10,7	2,0
Бензальдегід	2,0	6,0	2,0

Під час згорання 1 тонни рослинної біомаси в атмосферне повітря потрапляє 125 кг оксиду карбону, 12 кг вуглеводнів, 2 кг оксидів нітрогену, 22 кг завислих часток вугільного пилу. Суміш утвореного диму складається із газоподібних

речовинами (50 %), сажі (25 %), золи (20 %) смолянистих речовин (5%) [397]. Внаслідок вдихання диму існують наступні ризики для здоров'я людини: дим від лісових пожеж є складною сумішшю газів і частинок, небезпечних для здоров'я; надходження диму від пожежі у легені може викликати низку гострих, короткострокових або довгострокових порушень; ризики варіюють від головного болю, подразнення слизової оболонки очей та горла (в результаті короткочасного впливу диму) до фізичного виснаження, що супроводжується респіраторними і серцевими проблемами; небезпека вдихання диму збільшується, якщо людина вже хворіє на астму, алергію або серцеві захворювання. У таких випадках вдихання диму може призвести до летальних наслідків [23, 397]. З використанням даних супутникового дистанційного зондування Землі (рис.7.5-7.15), продуктів обчислень WorldView проведено розрахунок площ вигорання Народицького району у березні-квітні 2020 року.

На основі даних про радіоактивне забруднення територій Народицького району проведено розрахунок обсягу радіонуклідів, що надійшов в приземний шар атмосфери унаслідок пожеж в березні - квітні 2020 року.

За консервативними розрахунками обсяг радіонуклідів, що надійшов в приземний шар атмосфери унаслідок пожеж на радіоактивно забруднених територіях Народицького району в березні - квітні 2020 року складає до 110,3693 ГБк, а площа спалених територій Народицького та Овруцького районів становить до 108,12 км² (рис.7.5-7.12).

Розрахунок обсягу надходження радіоактивних продуктів згорання в атмосферу проводили за формулою [398]:

$$A_i(\text{МБк})=S(\text{км}^2)\cdot 10^6\cdot A^s_i(\text{кБк/м}^2)\cdot K^i_{\text{ценоз}}\cdot n^i/10^3 \quad (7.9),$$

де $A_i(\text{МБк})$ – активність і-го радіонукліду, що виноситься у повітря під час пожежі; $S(\text{км}^2)$ – територія площі горіння; $A^s_i(\text{кБк/м}^2)$ – щільність забруднення території горіння; $K^i_{\text{ценоз}}$ - коефіцієнт, що пов'язує запаси радіонуклідів у матеріалі горіння в залежності від біоценозу та щільності забруднення ґрунту ($^{137}\text{Cs}= 0,11$; $^{90}\text{Sr}= 0,28$; $\Sigma\text{Pu}= 0,03$); n^i – частка винесення і-го радіонукліду з паливного матеріалу у повітря.

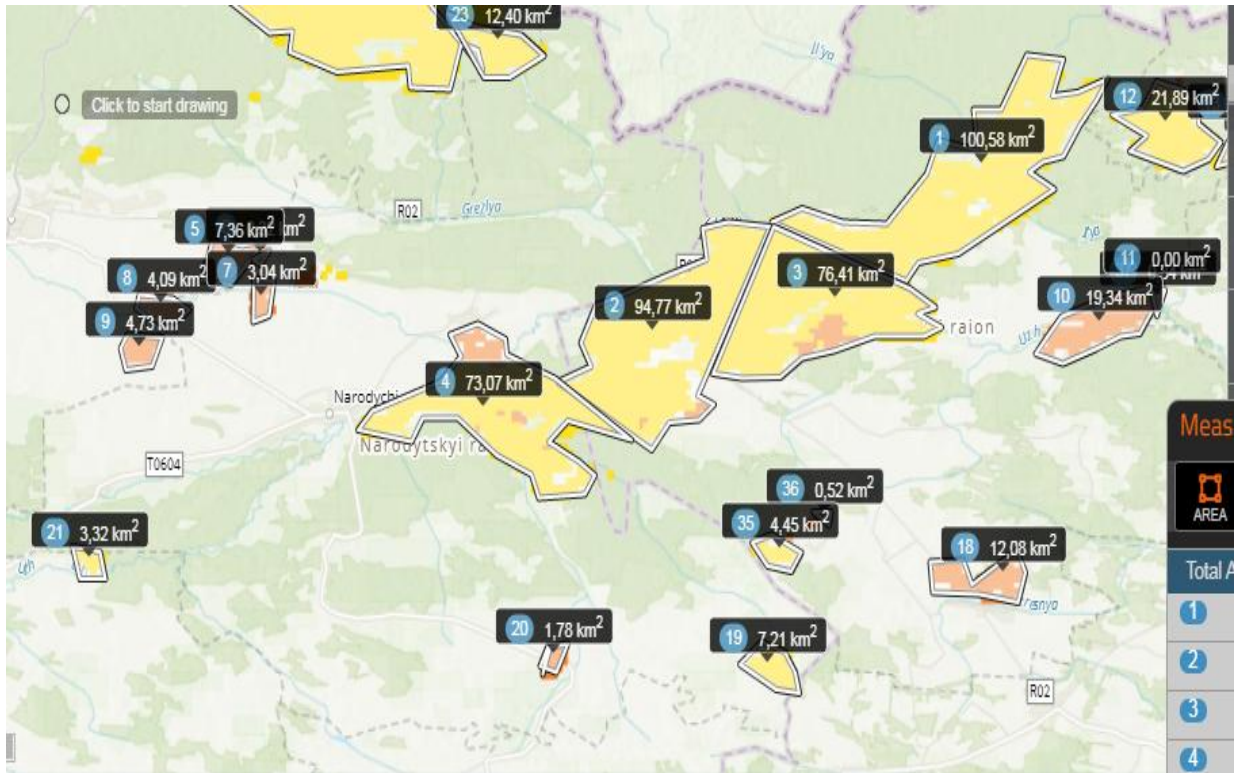


Рис. 7.5 - Площі пошкоджені вогнем в березні (червоний) та квітні (жовтий) 2020р. Народицького та Овруцького районів

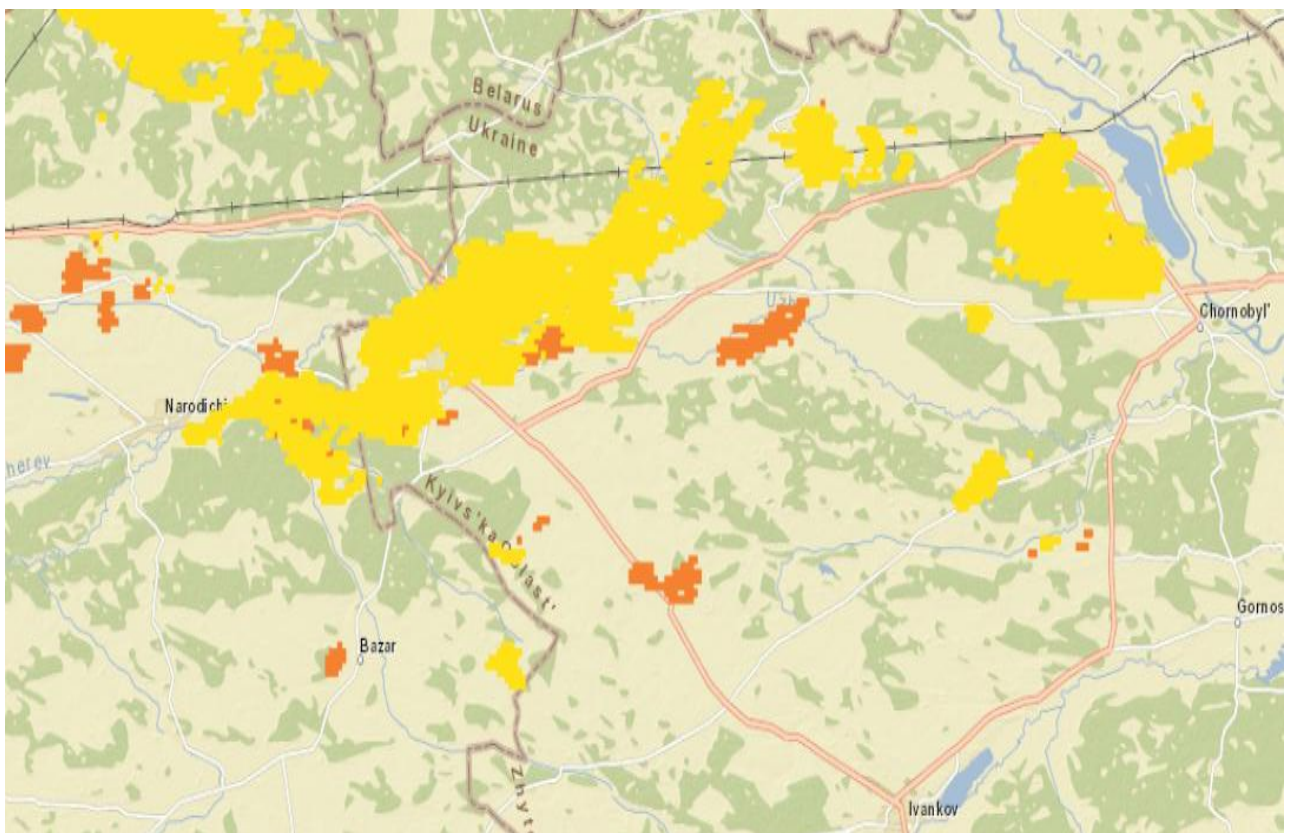


Рис. 7.6 - Площі пошкоджені вогнем в березні (червоний) та квітні (жовтий) 2020р

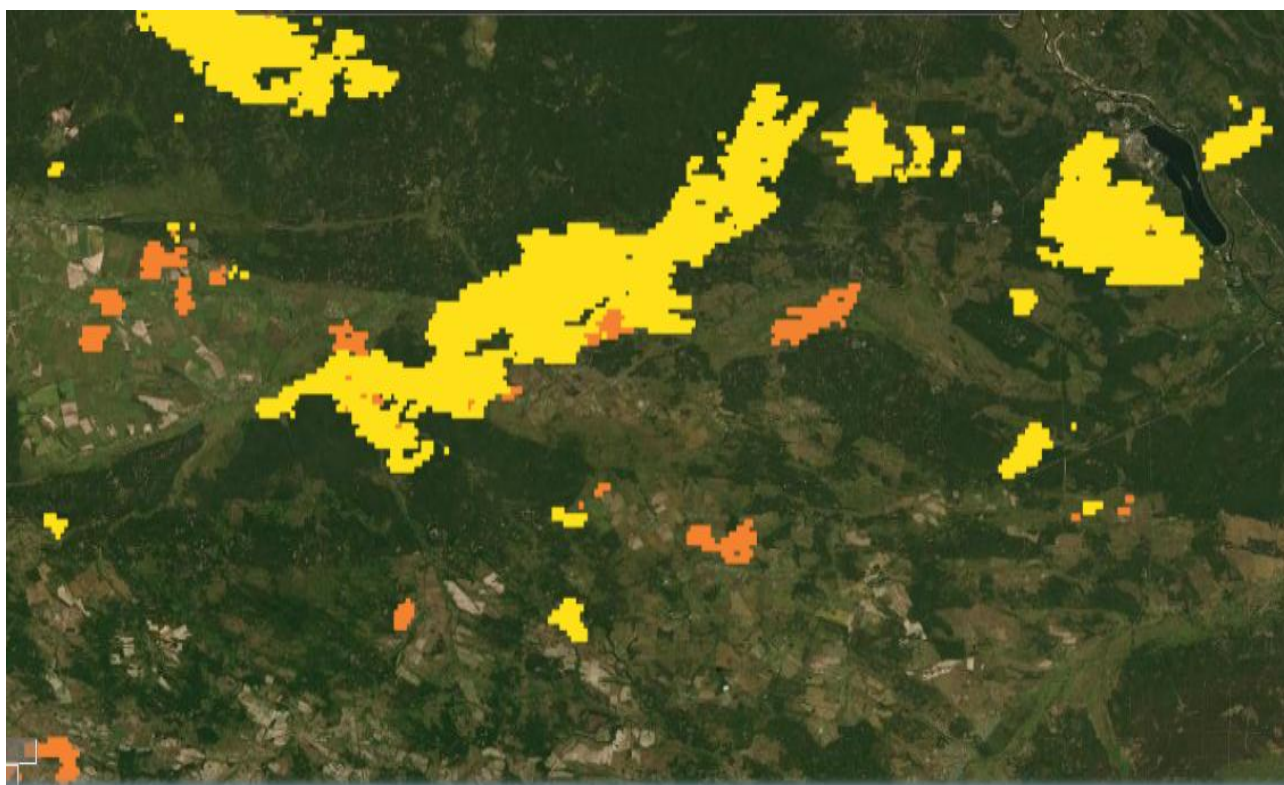


Рис. 7.7 - Площі пошкоджені вогнем в березні (червоний) та квітні (жовтий) 2020р.

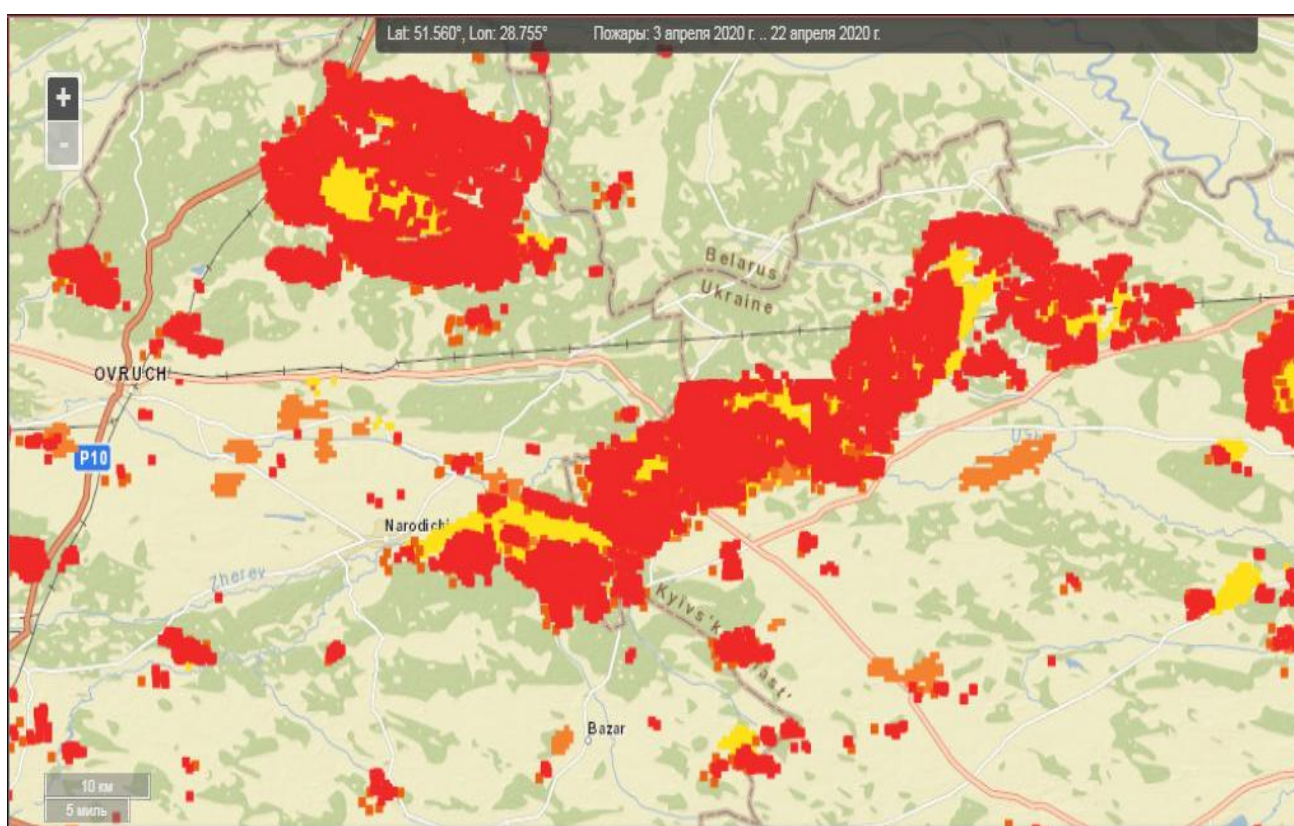


Рис. 7.8 - Площі пошкоджені вогнем в березні (жовтий) та квітні (червоний) 2020р.

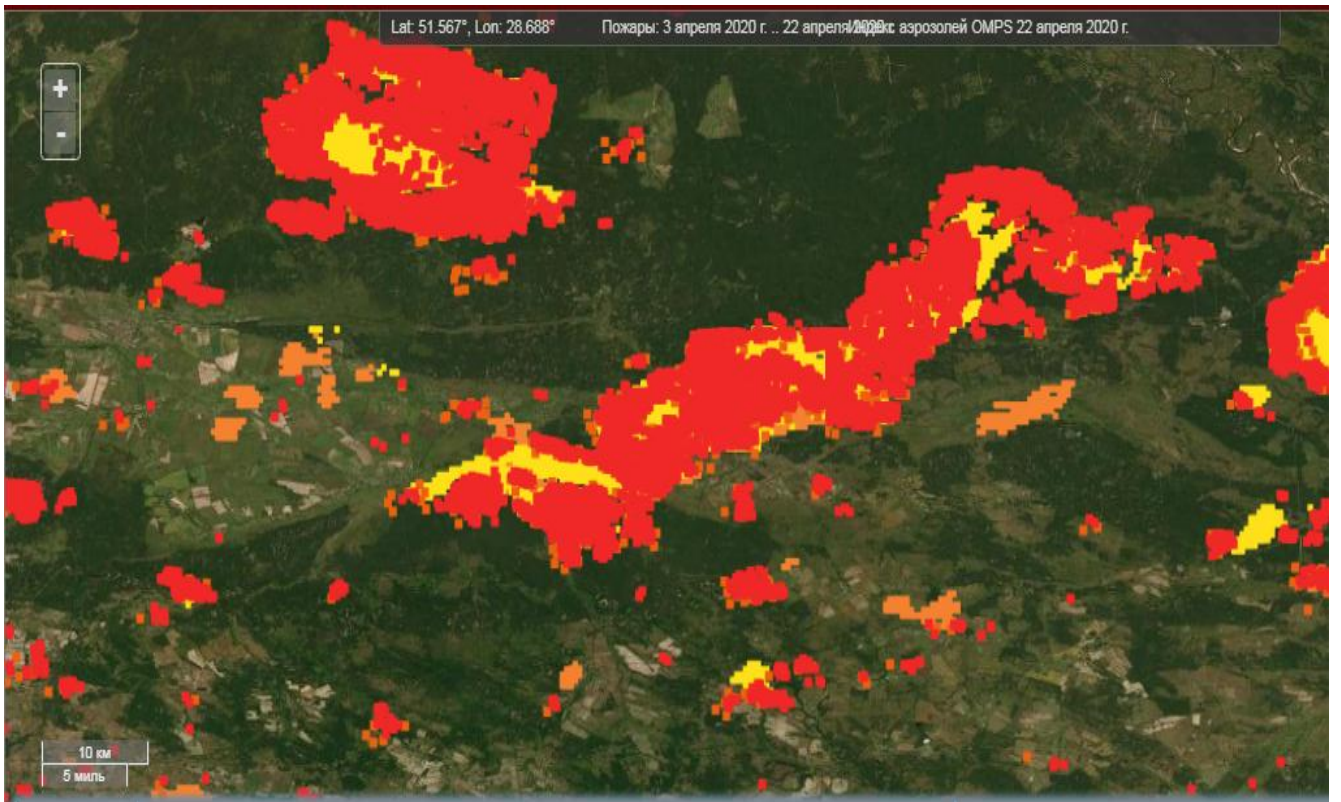


Рис. 7.9 - Площі пошкоджені вогнем в березні (жовтий) та квітні (червоний) 2020

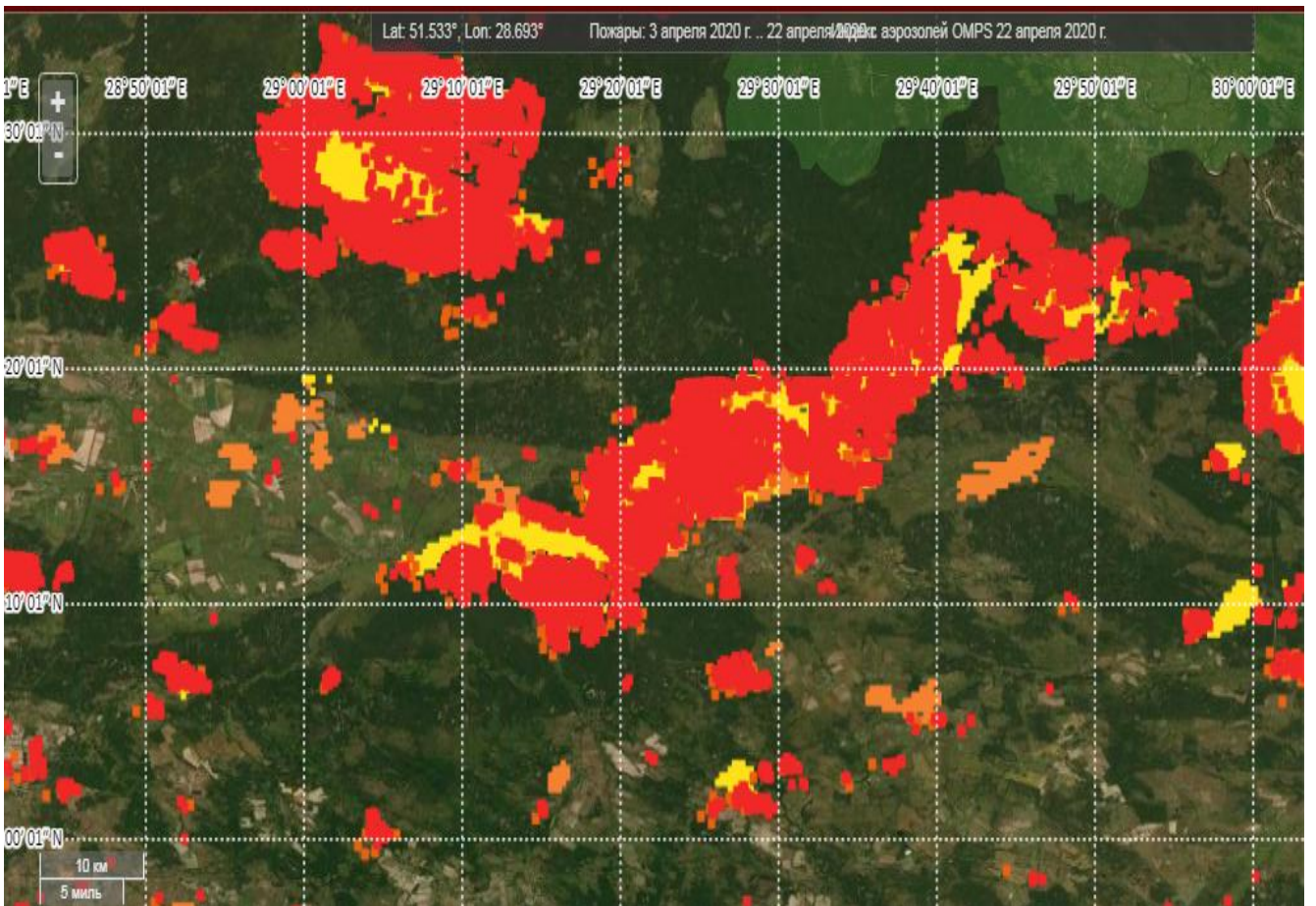


Рис. 7.10 - Площі пошкоджені вогнем в березні (жовтий) та квітні (червоний) 2020

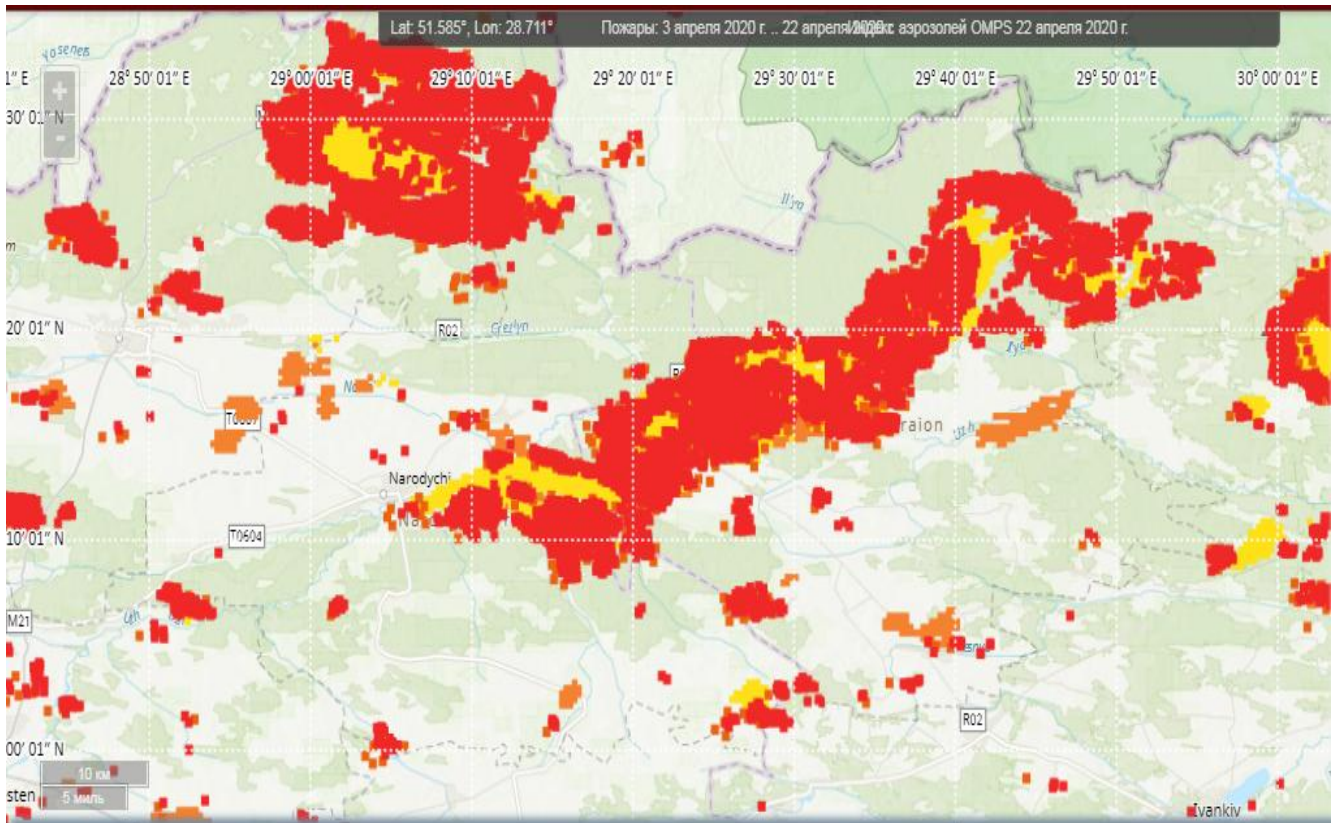


Рис. 7.11 - Площі пошкоджені вогнем в березні (жовтий) та квітні (червоний) 2020

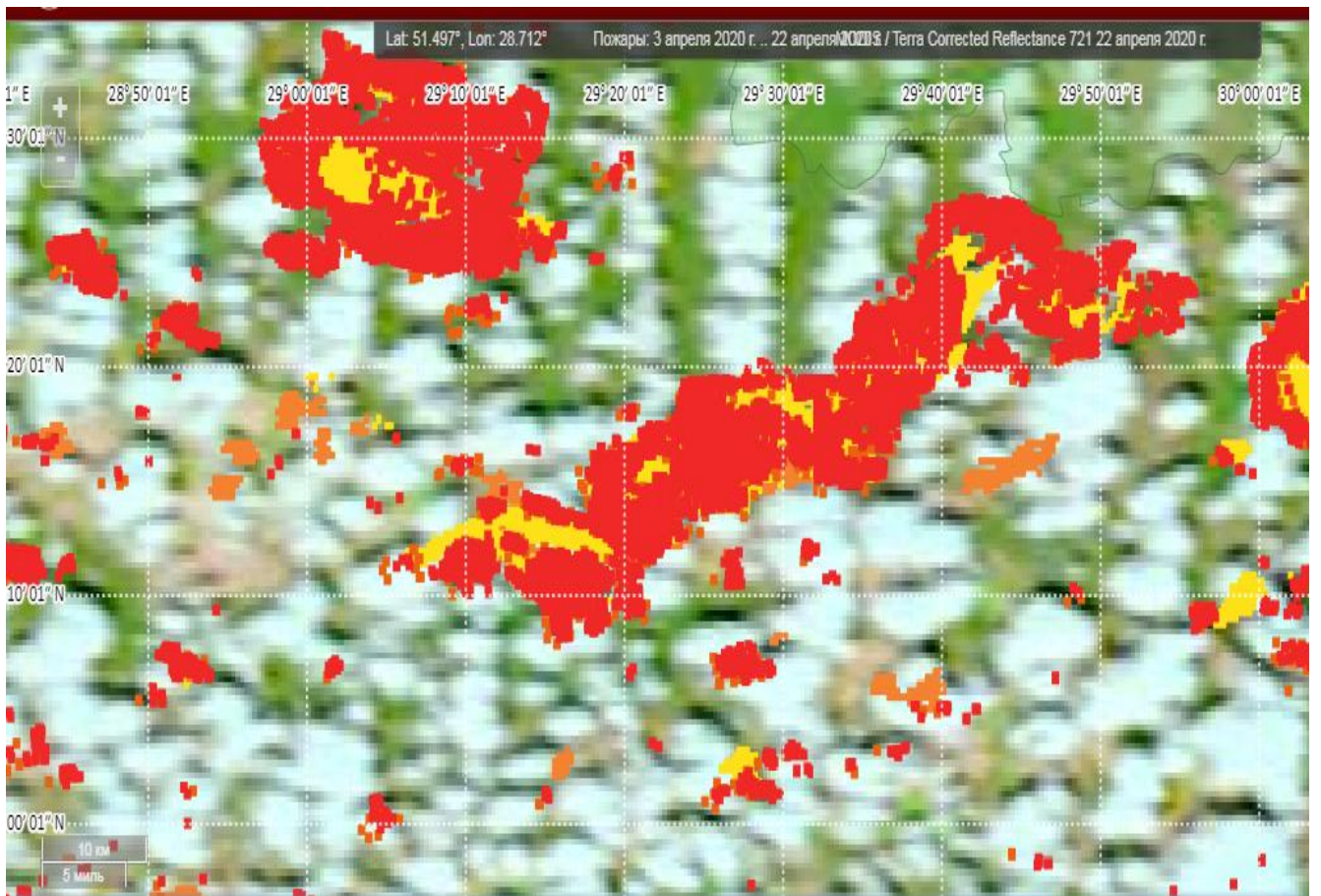


Рис. 7.12 - Площі пошкоджені вогнем в березні (жовтий) та квітні (червоний) 2020

Для розрахунків дальнього переносу (більше 10 км) у розрахунках викиду радіонуклідів у повітря використовували оцінку виносу при пожежах для ^{137}Cs 5 %, а для ^{90}Sr і ΣPu – 0,2 % від запасів у горючому матеріалі (консервативний підхід) [398].

Добовий обсяг радіонуклідів (за консервативними розрахунками), що надійшов в приземний шар атмосфери може складати до 64,7 ГБк (03.04.2020): ^{137}Cs – 64514 МБк, ^{90}Sr - 148,42 МБк, ΣPu - 0,406 МБк, а площа пожежі (рис. 7.13) - 41,06 км².

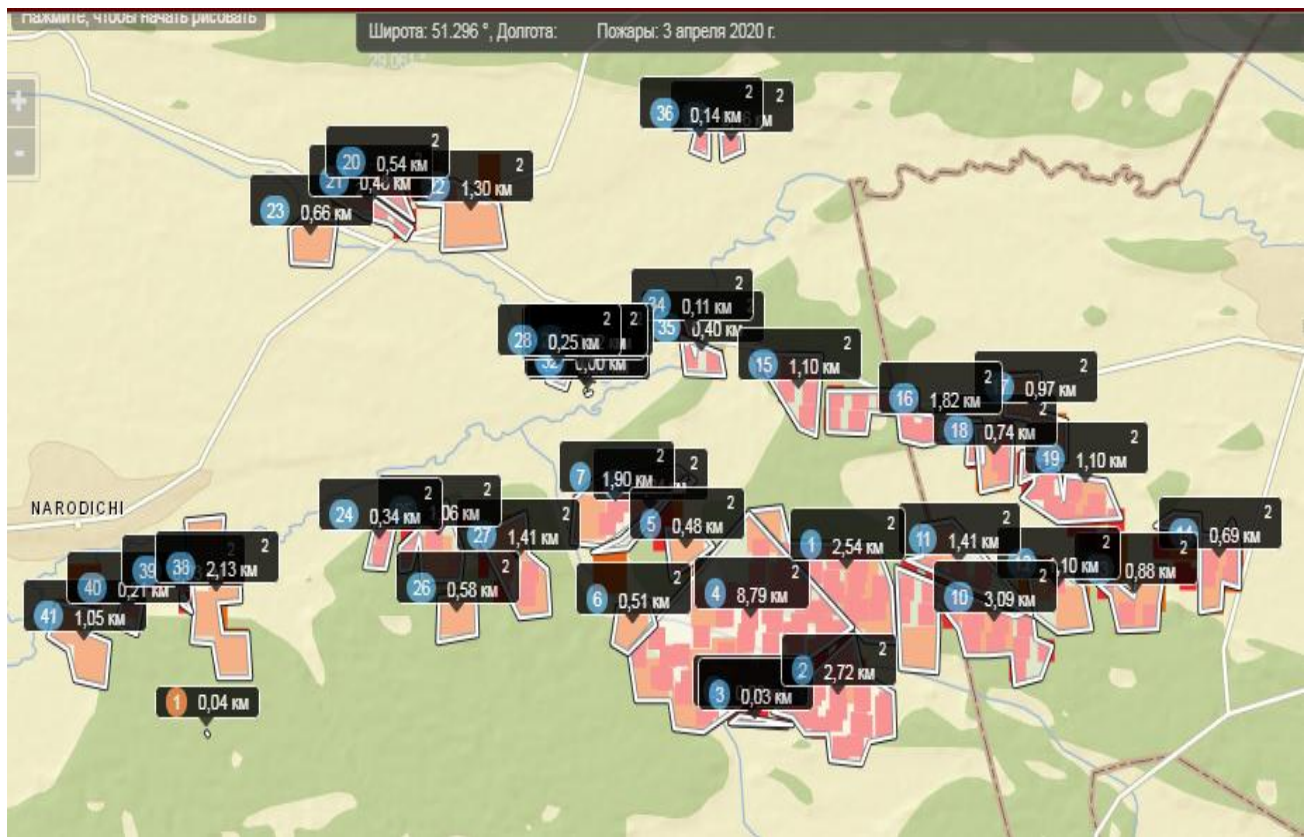


Рис. 7.13 - Супутникові знімки спалених територій (03.04.2020)

Запропонований спосіб гасіння лісової пожежі дозволяє скоротити тривалість гасіння лісової пожежі за рахунок підвищення ефективності роботи гідравлічних систем пожежно-технічного обладнання, зменшення гідравлічних втрат в трубопроводах, зменшення ступеня вигорання лісових горючих матеріалів та сприяє зменшенню обсягу надходження радіоактивних продуктів згорання (таблиця 7.4) і атмосферному поширенню радіоактивних аерозолів, що зумовлює економію дози опромінення персоналу (таблиця 7.1) задіяного в гасінні пожеж і

потенційного зниження доз опромінення населення.

Оцінку передбаченої ефективної дози від вдихання радіоактивних матеріалів проводили за методикою [399] для трьох груп населення: діти, дорослі, особовий склад пожежних підрозділів, що узгоджується із даними отриманими в [154, 155]:

$$E_i^{inh} = I \left[\sum_m \frac{A_m}{V_{bm}} d_m^{inh} \right] \quad (7.10),$$

де I - частота дихання для груп населення ($2,57 \cdot 10^{-4} \text{ м}^3/\text{с}$ – дорослі; $5,08 - 7,62 \cdot 10^{-4} \text{ м}^3/\text{с}$ - особовий склад учасників пожежогасіння під час інтенсивного навантаження; $1,77 \cdot 10^{-4} \text{ м}^3/\text{с}$ діти віком 10 років); d_m^{inh} - ефективний коефіцієнт інгаляційної дози для дорослих радіонукліду m ^{137}Cs : $4,6 \cdot 10^{-9} \text{ Зв Бк}^{-1}$ (дорослі); $3,7 \cdot 10^{-9} \text{ Зв Бк}^{-1}$ (діти 10 років); для часточок розміром 1 мкм; A_m – поверхнева щільність радіонукліда m на на землі (Бк м^{-2}); V_{bm} - об'ємна швидкість осадження радіонукліда m для конкретних погодних і приземних умов (м/с) (таблиця 7.5).

Таблиця 7.4 – Обсяги добового розрахованого та прогнозовано надходження радіоактивних продуктів згорання в атмосферу (без урахування часточок попелу) за 3 квітня 2020 року біля смт. Народичі

Біоценоз	Площа, км ²	Надходження радіонуклідів у повітря, МБк			Прогнозоване надходження радіонуклідів у повітря з використанням запропонованих технологічних рішень, МБк		
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	ΣPu	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	ΣPu
Луки	24,56	5526	9,824	0,01	1843	3,27	0,003
Ліс	16,50	58988	138,60	0,396	19663	46,2	0,132
Σ	41,06	64514	148,42	0,406	21505	7168	0,135

Згідно з рекомендаціями МАГАТЕ [400] для моделювання та розрахунку розсіювання радіонуклідів в атмосфері застосовували модель дифузії Паскуїла, яка

заснована на припущеннях точкового джерела певної потужності, а також гомогенності характеристик атмосферної дисперсії без урахування впливу земної поверхні. Це емпірична модель, яка використовується для відстаней до 10 км [401].

Таблиця 7.5 – Обсяги розрахованої та прогнозованої ефективної дози опромінення населення Народицького району та учасників пожежогасіння за методикою описаною в [399]

Дози опромінення населення	Дорослі, мкЗв	Діти (10 років), мкЗв	Учасники пожежогасіння, мкЗв
Розрахована	3,50 - 5,10	1,30 - 1,50	7,70 - 11,30
Прогнозована (із використанням запропонованих технологічних рішень)	1,75 - 2,55	0,65 – 0,75	3,85 - 5,65

Доза внутрішнього опромінення визначається по концентрації радіоактивних аерозолей та парів в повітрі і за вмістом радіонуклідів в питній воді та продуктах харчування. Розрахунок приземної концентрації проводили з використанням даних супутникового дистанційного зондування Землі та на основі даних про радіоактивне забруднення територій. Крім того розрахунок приземної концентрації вимагає знання таких параметрів: висота викиду (полум'я); об'єм викинутої газоповітряної суміші; напрям вітру; швидкість вітру; частоту направленості і швидкості вітру; категорія стійкості погодних умов; температурний градієнт нижніх шарів атмосфери; швидкість гравітаційного осадження радіоактивних речовин; швидкість радіоактивного розпаду [401].

В результаті турбулентності викинуті в атмосферу аерозолі розсіюються. Розподіл концентрації частинок в напрямках, поперечних руху димової хмари, близьке до нормального (гаусового). В загальному випадку димова хмара має вигляд конуса [401]. Найбільш загальний вираз для середньої приземної концентрації x від безперервно діючого джерела (від 20 хв до декількох годин),

піднятого на висоту над рівнем землі h , розраховується за формулою

$$\frac{x}{Q} = \frac{1}{\pi\delta_y\delta_z U} \exp\left[-\frac{y^2}{2\delta_y^2} + \frac{h^2}{2\delta_z^2}\right] \quad (7.11),$$

де Q — інтенсивність джерела горіння (швидкість викиду), Бк/с; U — середня швидкість вітру, м/с; δ_y δ_z - коефіцієнти дисперсії гаусового розподілу або турбулентної дифузії в поперечних до вітру напрямках (горизонтальному - y і вертикальному - z), м [401].

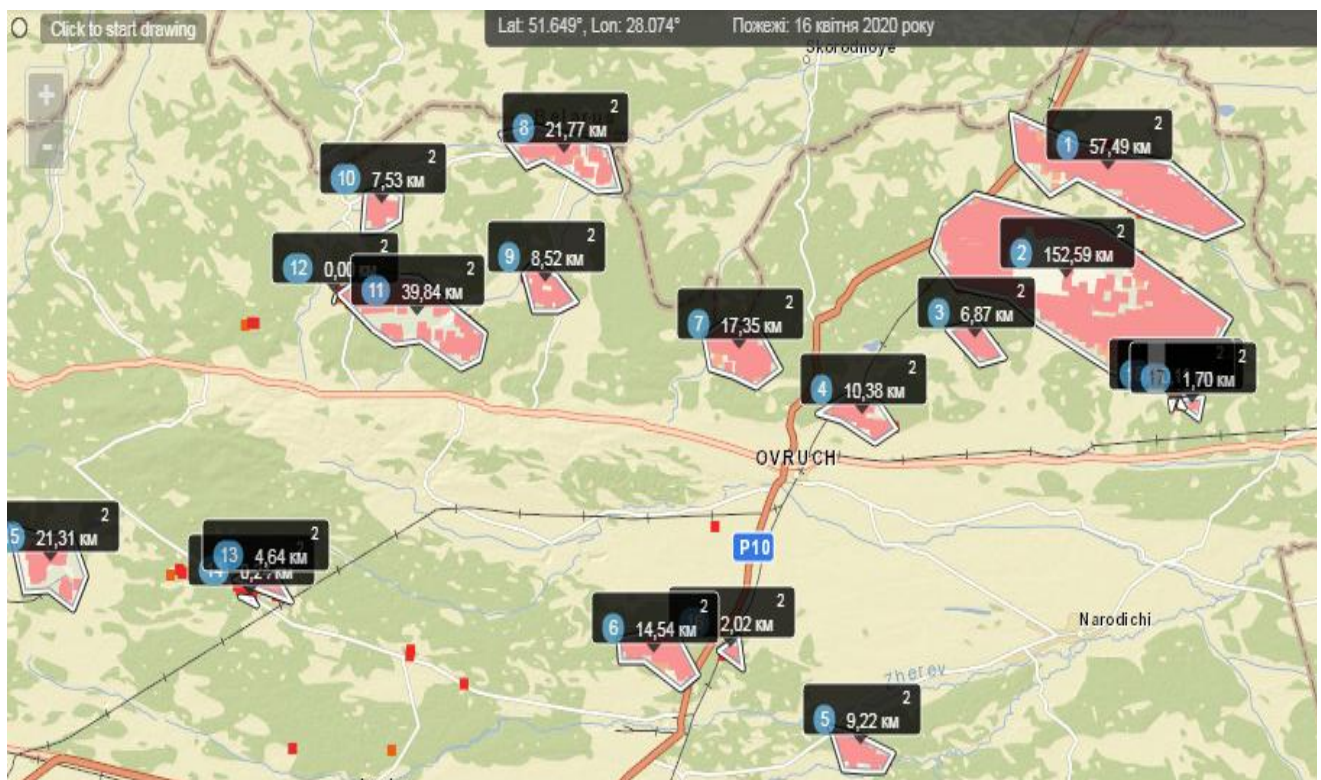


Рис. 7.14 – Супутникові знімки спалених територій 16 квітня 2020 (Овруцького, Народицького р-нів, включаючи прикордонні території)

На основі експериментальних даних по штучному задимленню, отриманому в Великобританії і США, Паскуїл застосував для оцінки приземних концентрацій емпіричні коефіцієнти, пов'язані з умовами погоди. Ці коефіцієнти дали можливість розраховувати значення коефіцієнтів δ_y δ_z на відстані від 10^2 до 10^5 м від джерела випромінювання для шести (A-F) умов стійкості погоди при безперервному викиді, коли розсіювання відбувається над рівною одноманітною поверхнею (таблиця 7.6) [365]. Якщо викид відбувається на рівні землі (наземний

джерело), то в цьому випадку небезпечними умовами розсіювання є умови, відповідні категорії F [401].

Таблиця 7.6 - Метеорологічні умови, що визначають класи стійкості /турбулентності Паскуіла [365]

Відстань 10м швидкість вітру	Денний час			Нічний час	
	Вхідне сонячне випромінювання			Хмарність	
м/с	Сильне	Помірне	Незначне	$\geq 4/8$	$\leq 3/8$
<2	A	A-B	B	-	-
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Розподіл максимальних концентрацій X_{\max} на відстані x наближено можна розрахувати, враховуючи обмеженість часу дії джерела T_1 і часу збереження метеоумов. Для точкового наземного джерела

$$X_{\max} = A_1 Q t / x^3 \quad (7.12),$$

де t - час дифузії [$t \leq (T_1, T_2)$]; $A_1 = 0,11$ для концентрації в умовах штилю.

Категорія погоди знаходиться за швидкістю вітру і візуально за денною інсоляцією (сильна, помірна, слабка), а для нічних умов - за ступенем хмарності. Значення коефіцієнтів $\delta_y \delta_z$ в формі кривих наведені в [401] та в рекомендаціях МАГАТЕ, і широко застосовуються в різних країнах світу. Неточність у виборі категорії погодних умов може дати різницю значень $\delta_y \delta_z$ на порядок [401].

Радіоактивні продукти повного та неповного згорання в першу чергу будуть випускатися у вигляді радіоактивного шлей і осідати на поверхні ґрунтів, природних вод (рис.7.15, рис. 7.16). В результаті вживання сільськогосподарської

продукції і молочних продуктів, які зазнали атмосферних викидів критичне населення буде піддаватися впливу радіонуклідів.



Рис. 7.15 - Осередки пожеж 03.04.2020 р. за даними продукту WorldView

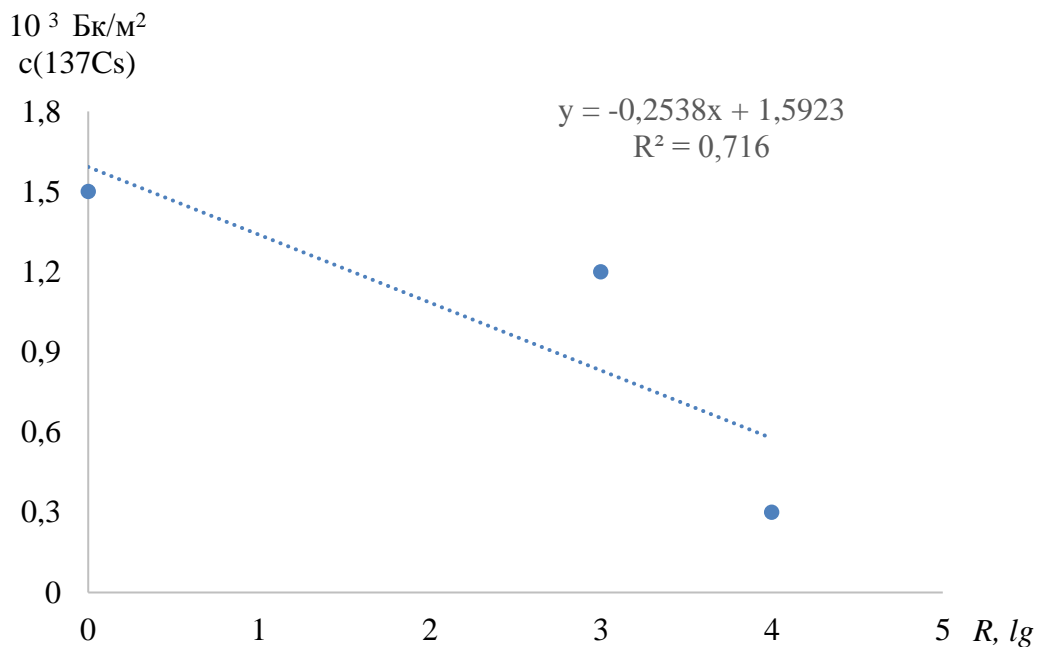


Рис. 7.16 - Модель Паскуїла розсіювання ^{137}Cs за категорії F (03.04.2020) біля смт. Народичі (1 год)

Причому вплив радіаційного чинника на формування дозових навантажень населення найбільш критично буде проявляється через 1-2 роки після лісової пожежі внаслідок відновлення лісової продукції в умовах збільшення мобільності радіонуклідів у ґрунтах, що веде до забруднення трофічних ланцюгів. Причому можна виділити декілька фаз розвитку міграції радіоактивних продуктів згорання.

У першій фазі відбувається їх перехід у навколишнє середовище у вигляді димової хмари (рис.7.15, рис. 7.16). Причому максимум концентрації знаходиться біля осередку горіння (рис. 7.16) і значення концентрації тим більше, чим менше вертикальне або горизонтальне розсіювання. У другій фазі шлейф диму рухається переважно вздовж поверхні землі, в приземних шарах атмосфери і сприяє безпосередньому надходженню радіоактивних, токсичних речовин через дихальні шляхи в організм людей, що беруть участь у гасіння пожеж та населення, яке проживає у зоні впливу продуктів згорання (рис.7.15, рис. 7.16). У процесі віддалення від осередку горіння в димовому шлейфі стає все менше часточок диму в результаті їх сухого осадження (суттєвий вплив на яке має поверхня - трава, ліс) та розсіювання, на яке впливає (напрям вітру, швидкість вітру, температура, тощо) (рис. 7.16). За різних погодних умовах інтенсивність дифузії різна і залежить вона здебільшого від властивостей поверхні землі і теплового балансу на її поверхні. Чим інтенсивніше нагріта земля, тим інтенсивніше вертикальне перемішування повітря [401]. Якщо температура повітря знижується з висотою більше ніж на 1⁰С на кожні 100 м висоти, то нагріті об'єми повітря піднімаються на більшу висоту, а вниз опускаються холодні повітряні маси. Концентрація також залежить від осадження забруднювачів на поверхні землі наслідок гравітаційного і турбулентного осадження і вимивання атмосферними опадами.

Основна кількість продуктів згорання ($\approx 90\%$) буде зосереджена в 10 км зоні від осередку горіння. Небезпечною для здоров'я зоною забруднення вважається така зона, де концентрація продуктів повного та неповного згорання (органічні сполуки, важкі метали, радіонукліди) > 50 ГДК, а площа зони забруднення > 50 ГДК приблизно в 10 разів перевищує площу пожежі. Орієнтовне значення чисельності населення в окремому регіоні з можливими порушеними умовами

життєдіяльності та ризиком для здоров'я, що обумовлені наслідками лісових пожеж, розраховували за формулою [225]:

$$N = 10 \cdot 0,9 \cdot S_{\text{п}} \cdot \Gamma_{\text{н}} \quad (7.13)$$

де $S_{\text{п}}$ - площа пожежі, км^2 ; $\Gamma_{\text{н}}$ - середня густина населення, $\text{осіб}/\text{км}^2$; 10 - коефіцієнт, що враховує зони забруднення; 0,9 - коефіцієнт, що враховує відстань осередку горіння до населеного пункту.

Число потенційно потерпілих, розрахованих за формулою 7.13 які могли б захворіти від отруєння в результаті пожеж на території ЧЗВ в 2020 році для населення України становить 225 тис. люд., а для населення Житомирської області 141 тис. люд.

Таким чином, лісові пожежі є важливим чинником локальної, регіональної екологічної динаміки, що проявляється в обумовлених лісовими пожежами викидами в атмосферу аерозолів продуктів повного і неповного згорання, які є складними сумішами неорганічних та органічних речовин і впливають на якість повітря та здоров'я людини.

7.4 Вплив пірогенного чинника на фізико-хімічний склад ґрунтів

Віддалені негативні екологічні наслідки лісових пожеж полягають у згубному впливі на здоров'я людини внаслідок зниження водозахисної, водорегулюючої, санітарно-гігієнічної, рекреаційної, протиерозійної, пилозахисної, функцій лісу, збільшення вітрового потоку; фізико-хімічних та біологічних змін у властивостях ґрунтів. Тому проведення радіоекологічного моніторингу довкілля, у тому числі для прогнозу вторинних, кумулятивних, синергічних, довгострокових, постійних і тимчасових негативних наслідків є актуальним завданням. Після лісової пожежі відбувається зміна хімічного складу ґрунту, яких створює умови для неможливості існування попередніх умов існування і розвитку через деякий час середовища з новим складом [387]. Поведінка хімічних елементів під час лісових пожежах залежить від цілого комплексу чинників: типу пожежі, стану лісових горючих матеріалів, погодних

умов, характеру розподілу елементів в компонентах лісової екосистеми та геохімічних особливостей самих елементів.

Чим сильніше пожежа, тим більша кількість елементів бере участь в інтенсивній міграції. Це пов'язано з більш глибоким вигоранням основних депонентів важких металів і радіонуклідів - у першу чергу середніх і нижніх шарів лісової підстилки, а також мохів та лишайників [93, 387]. За даними американського Товариства екологічної токсикології та хімії навколишнього середовища SET AC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) суттєвий внесок (28%) в техногенне навантаження на довкілля вносять важкі метали (до яких відносять також і миш'як, хоча він є неметалом), органічні токсиканти (27% - поліциклічні ароматичні вуглеводні типу бензопірену), пестициди (15%), радіонукліди (6%), гази (3% - карбон (IV) оксид, сульфур (IV) оксид, нітроген (IV) оксид тощо).

Якщо врахувати розподіл перерахованих джерел екологічної небезпеки і ризику в різних компонентах навколишнього середовища, то основне техногенне навантаження беруть на себе поверхневі води (53%), опади (32%) і ґрунти (12%).

За характером поведінки під час пожежі розрізняють дві групи елементів: мігранти (Hg, Cd, Pb, Mn, Zn і ^{137}Cs) і пасивні акумулянти, які накопичуються у ґрунтах згарищ (Al, Fe, Na, Cr, V, Mg, Ba). Чим більше елемент залучений в метаболічні процеси, тим інтенсивніше він мігрує з навколишнього середовища [4]. Здатність елементів накопичуватися в живому організмі визначає їх поведінку в лісовій екосистемі. До біофілів відносяться як макроелементи (N, C, O, H, Ca, Mg, Na, K, P, S, Cl, Si, Fe), так і мікроелементи (Cu, Co, Mn, Zn, V, Ni, Mo, Sr, B, Se, F, Br, I) [7]. Елементи (Cu, V, Ni, Cr, Co), що мають температуру кипіння вище 2500°C , залишаються на місці згарищ і можуть накопичуватися у ґрунтах та природних водах. Кадмій, ртуть, радіоактивні цезій і стронцій, мають низьку або відносно низьку температуру кипіння і випаровування: Cd - 765°C , Hg - 357°C , Cs - 690°C , Sr - 1384°C внаслідок пожежі можуть залучатися до активної міграції. Під час лісових пожеж через атмосферу активно мігрують такі небезпечні хімічні елементи як Hg, Cd, Cs, Sr, що належать до першого класу небезпеки. У меншій мірі мігрують

Pb, Pu, Zn, Mn. Емісія хімічних елементів може становити %: Hg- 40; Cd- 34; Pb - 15; Mn - 25; Sb - 32 [4]. Низові пожежі на відміну від верхових характеризуються меншою кількістю винесених з лісового горючого матеріалу хімічних елементів [4]. Після верхової пожежі, в верхньому горизонті ґрунту спостерігається накопичення хімічних елементів, які в подальшому мігрують в нижні горизонти [8].

Концентрації рухомих форм деяких хімічних елементів (Pb, Cu, Cr, Ni та Fe) у верхньому ґрунтовому горизонті може збільшуватися до 10 разів в порівнянні з ґрунтом не пройденим вогнем. Все це веде до зміни геохімічного фону та рослинно-ґрунтового покриву [9]. За цих умов спостерігається зміна рН ґрунтового розчину верхніх горизонтів від слабокислого до лужного, що змінює рухливість більшості хімічних елементів [4, 9]. Втручання в біохімічні цикли і трофічні ланцюги в кількостях і співвідношеннях, що не властиві сформованому природному «геохімічному гомеостазу» екосистеми приводить до негативних змін еколого-геохімічних показників навколишнього природного середовища. Внаслідок накопичення у верхніх горизонтах ґрунту надлишку важких металів змінюється не тільки склад ґрунтових вод, а й знижуються темпи росту та розвитку, схожість насіння культурних і дикорослих видів. Під дією забруднення може знижуватися врожайність сільськогосподарських культур, погіршуватися якість продукції [4, 7-9].

7.4.1 Проведення радіоекологічного моніторингу

Для визначення концентрації полютантів у компонентах навколишнього середовища (вода, ґрунт) та отримання інформації про рівень забруднення, пряме визначення елементів ускладнюється недостатньою чутливістю методів, заважаючим впливом сторонніх компонентів вод, відсутністю стандартних зразків. Радіонукліди в залежності від складу вод можуть знаходитись як у вигляді простих катіонів, так і у вигляді складних аніонних та нейтральних комплексних сполук з органічними та неорганічними лігандами. Крім того, радіонукліди не розкладаються, а в результаті інтенсивної діяльності постійно накопичуються в

природних екосистемах, включаючись в біологічний кругообіг речовин і в кінцевому результаті негативно впливають на здоров'я людини [403-405].

Визначення концентрації забруднюючих йонів фізичними та фізико-хімічними методами не завжди можливо в силу обмеженості методів за чутливістю та селективністю, а також через складність досліджуваних об'єктів. Перспективними є використання комбінованих методів аналізу, що включають концентрування мікрокомпонентів, та їхнє подальше спектрофотометричне та атомно-емісійне визначення [406, 407]. Серед способів концентрування найбільш ефективним є сорбційний, що дозволяє проводити концентрування мікрокомпонентів із великих об'ємів розчинів на відносно невеликій масі сорбенту. У зв'язку з цим особливого значення набуває пошук і розробка доступних і недорогих сорбентів, що мають здатність групового вилучення йонів металів із складних розчинів. Застосування сорбентів, модифікованих специфічними аналітичними реагентами, для попереднього сорбційного концентрування є одним з перспективних напрямків підвищення чутливості та вибірковості аналізу. Застосування таких сорбентів дозволяє поєднувати операції концентрування і розділення речовин з наступним детектуванням безпосередньо у фазі сорбенту методами спектроскопії дифузного відбиття, твердофазної спектрофотометрії, візуальними тест-методами або після елюювання, електрохімічними чи спектроскопічними методами. Доступність сорбентів визначається доступністю матриць, органічних реагентів, що використовуються в якості функціональних груп, і простотою синтезу [406]. Даним вимогам відповідають сорбенти на основі неорганічних оксидів, зокрема силікагелі, модифіковані різними органічними реагентами, селективними до вилучених йонів металів. Застосування силікагелів в якості основи для синтезу сорбентів обумовлено доступністю і можливістю отримання їх з різними геометричними параметрами. Серед відомих способів модифікування найбільшою простотою характеризується нековалентне модифікування, що дозволяє швидко і з достатньою міцністю закріпити на поверхні силікагелю органічний реагент, істотно не змінюючи його властивостей. Зокрема, модифікування силікагелю амінами призводить до отримання ефективних

сорбційних матеріалів [406]. Адсорбційна здатність силікагелю щодо ураніл-йону UO_2^{2+} за рН 2,8 становить 11,48 мг/г та 34,81 мг/г за йонної сили 0,2 М та 1,4 М відповідно. Ефективність вилучення зменшується за наявності фторидів та оксалатів і практично не змінюється за наявності гідрокарбонатів у діапазоні рН 2 - 6 та 0,2 М $NaClO_4$ [408]. Методом нековалентного модифікування поверхні силікагелю полігексаметиленгуанідом і сульфобарвниками трифенілметанового ряду нами отримано сорбати для аналітичної форми реагента [404, 405, 409, 410,], що використані для удосконалення радіоекологічного моніторингу довкілля. Положення максимумів спектрів поглинання водних розчинів досліджених барвників і максимумів спектрів дифузного відбиття їх на поверхні силікагелю істотно не відрізняються. Однотипність спектрів поглинання в розчині та на поверхні силікагелю модифікованого ПГМГ свідчить про те, що аналітико-активні групи не задіяні. Сорбцію $U(VI)$ проводили на силікагелі послідовно модифікованому ПГМГ та арсеназо - III. Кількісна адсорбція $U(VI)$ на отриманому сорбенті відбувається в кислому середовищі. Під час модифікування поверхні силікагелю ПГМГ-ГФ в багатоцентровій взаємодії з силанольними групами поверхні приймає участь тільки частина гуанідинових груп полімеру [406.]. «Вільні» групи гуанідину на поверхні отриманого сорбату приймають участь в утворенні йонних асоціатів під час взаємодії з аніонним барвником за схемою (рис.7.17):

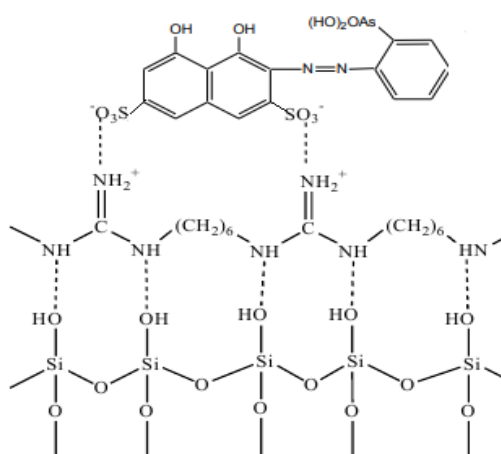


Рис. 7.17. – Схема утворення комплексу ПГМГ-ГФ та арсеназо- I на поверхні силікагелю

За низьких концентрацій ПГМГ-ГФ молекули можуть бути орієнтовані паралельно поверхні, за більш високих - стає ймовірною їхня вертикальна орієнтація. Кількісна адсорбція Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II) на отриманому сорбенті відбувається в нейтральному середовищі (таблиця 7.7). Кількісна адсорбція Al(III), Fe(III) на отриманому сорбенті відбувається в слабкокислому та нейтральному середовищі (таблиця 7.7). Слід відмітити, що досліджувані йони асорбуються у вигляді комплексних сполук з арсеназо-I за тим механізмом, що і сам барвник, а саме кислотно-основної взаємодії між сульфогрупою барвника та аміногрупою поверхні [407].

Таблиця 7.7 - Оптимальні умови адсорбції Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II), Al(III), Fe(III) на силікагелі послідовно модифікованому ПГМГ-ГФ та арсеназо-I

Досліджуваний йон	pH	R, (%)
Cu(II)	5,0-7,0	>99
Ni(II)	6,0-7,0	>99
Cd(II)	5,6-7,0	>99
Pb(II)	5,6-7,0	>99
Al(III)	4,0-7,0	>99
Fe(III)	3,0-6,0	>99

Під час контакту досліджуваних розчинів металів із сорбентом спостерігається утворення інтенсивно забарвлених йонних асоціатів. Інтенсивність смуг поглинання йонних асоціатів збільшується із збільшенням концентрації досліджуваного металу, адсорбованого на поверхні отриманого сорбенту [407].

Ця залежність є лінійною в інтервалі концентрацій 0-50 мкг на 0,2 г сорбента для Cu(II), Ni(II), Al(III), Fe(III) та 0-60 мкг на 0,2 г сорбента для Cd(II). Даний факт використаний нами для розробки методик сорбційно-спектрофотометричного визначення Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II), Al(III), Fe(III) у природних водах (таблиця

7.8). Отримані сорбенти володіють хорошими сорбційними характеристиками, малим часом встановлення сорбційної рівноваги, що дає можливість використовувати їх для удосконалення екологічного моніторингу довкілля шляхом концентрування в динамічних умовах [407] (таблиця 7.8).

Таблиця 7.8 - Результати сорбційно-спектрофотометричного визначення Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II), Al(III), Fe(III) у воді з використанням отриманого сорбенту

Досліджуваний йон	Введено мкг/см ³	Знайдено мкг/см ³	Sr
Cu(II)	0	-	-
	2,5	2,4 ± 0,08	0,06
	5,0	5,0 ± 0,02	0,04
Ni(II)	0	-	-
	2,5	2,6 ± 0,08	0,06
	5,0	5,2 ± 0,04	0,05
Cd(II)	0	-	-
	2,5	2,4 ± 0,08	0,06
	4,0	3,8 ± 0,02	0,04
Al(III)	0	-	-
	2,5	2,4 ± 0,08	0,06
	4,0	4,1 ± 0,02	0,04
Fe(III)	0	-	-
	2,5	2,4 ± 0,08	0,06
	4,0	3,9 ± 0,02	0,04

Під час пропускання розчинів досліджуваних металів через заповнену отриманим сорбентом колонку відбувається їхня кількісна адсорбція за

оптимальних умов. При цьому довжина забарвленої зони індикаторної трубки пропорційна концентрації досліджуваного металу в розчині. Інтенсивність забарвленої зони за однакової кількості адсорбованого металу зменшується із збільшенням розміру частинок силікагелю, що обумовлено зменшенням питомої густини забарвлених комплексів. Тому, дрібнозернистий силікагель доцільно застосовувати для визначення мікрокількостей і слідових кількостей досліджуваних йонів, а грубозернистий силікагель доцільно використовувати для визначення більш високих концентрацій досліджуваних йонів [407].

Оскільки, сучасні методи визначення потребують дорогого обладнання і високо-кваліфікованого персоналу, то отримані сорбенти можна використовувати для простих, експресних тест-методів визначення йонів металів, для проведення екологічного та радіоекологічного моніторингу довкілля із застосуванням гуанідинових сполук.

Простота отримання запропонованих сорбентів та добра відтворюваність результатів аналізу дозволяє використовувати методику сорбційно-атомно-емісійного визначення екологічно важливих поллютантів в об'єктах навколишнього середовища, зокрема в природних водах у польових умовах мобільною лабораторією, з подальшим транспортуванням в стаціонарну хімічну лабораторію невеликої маси сорбенту, замість значних об'ємів води, що дозволяє скоротити час виконання досліджень.

7.4.2 Природоохоронні заходи постпірогенного відновлення ґрунтів

При виявленні у ґрунті після пожежі підвищеної кількості важких металів, радіонуклідів застосовують такі методи їх відновлення [411]: видалення забрудненого шару; інактивація або зниження токсичної дії поллютантів за допомогою іонообмінних смол, органічних речовин, що утворюють хелатні сполуки; вапнування, внесення мінеральних добрив (наприклад фосфатних, що знижують токсичну дію свинцю, міді, цинку, кадмію за рахунок утворення важкорозчинних фосфатів); внесення сорбентів, зокрема шаруватих глинистих

мінералів, які знижують надходження поллютантів у рослини [412]. Глинисті матеріали здатні до утворення поверхневих комплексів з радіонуклідами та важкими металами. Останнім часом особливу увагу привертають бентоніти, що характеризуються низькою вартістю і великими запасами. Бентонітові глини належать до числа найважливіших неметалевих корисних копалин і широко використовуються в різних галузях промисловості та сільського господарства. Бентоніти високодисперсні мають розвинену питому поверхню і для них, крім йонного обміну, можливий перебіг процесів фізичної та молекулярної сорбції. Фізична сорбція зумовлена наявністю деякого надлишково негативного заряду на гранях кристалів та поверхневих гідроксильних груп. Молекулярна сорбція зумовлена тим, що речовини, які сорбуються, розміщені між площинами пакетів. Формування «внутрішньосферних» комплексів відбувається переважно на бічних гранях пластинчастих частинок шаруватих силікатів. Під час сорбції вони руйнують аквакомплекс, але не порушують будову шарів. Бентоніт набрякає внутрішньоламінарно, відстань між шарами збільшується. Міцність зв'язку в цих «внутрішньосферних» поверхневих комплексах значно більша, ніж у «зовнішньосферних». Оскільки атоми металів у «внутрішньосферних» комплексах координують навколо себе молекули розчинника і можуть знаходитися на значній відстані від поверхні [403, 413].

З погляду промислового використання найбільше зацікавлення викликають бентонітові глини Черкаської області (Дашуківське родовище). Але, за сорбційними характеристиками, природні сорбенти, все ж таки поступаються синтетичним аналогам. На сьогодні розроблені різноманітні методи вилучення поллютантів, які відрізняються між собою за ефективністю, вартістю, складністю апаратурного оформлення та способом реалізації. Багато з них орієнтуються на використання закордонних сорбентів, або потребують імпортування сировини для їх виготовлення. Однак, враховуючи економічну ситуацію в Україні, концепція імпортозаміщення сировини в різних галузях промисловості є вкрай актуальною. Отже, доцільним є дослідити нові технологічні прийоми і розширити перелік можливих способів вирішення заданої екологічної проблеми. З метою отримання

нових високоефективних композиційних сорбентів із високими сорбційними характеристиками запропоновано спосіб отримання органополімерного сорбенту на основі використання місцевої мінеральної сировини (бентонітової глини) нековалентно модифікованої ПАР гуанідинового ряду [403, 413, 414].

Нековалентне модифікування (імпрегнування) солей ПГМГ на поверхні шаруватих силікатів суттєво спрощує метод отримання сорбентів. Зручне просторове розташування атомів в гуанідиновій групі створює сприятливі умови для утворення багатоцентрових водневих зв'язків, тому солі ПГМГ, які містять ще й гідрофобну поліметиленову ланку, можуть служити хорошими аніонообмінниками. Сильна адгезія ПГМГ до поверхні матеріалів різної природи обумовлена дифільною природою макромолекул ПГМГ, які містять у своєму складі гідрофільні гуанідинові групи та гідрофобні CH_2 -групи, і обумовлює значну адсорбцію ПГМГ на поверхні матеріалів різної хімічної та фізичної природи.

Нековалентне модифікування (імпрегнування) за рахунок фізичної адсорбції солей ПГМГ дає змогу направлено змінити ліофільність поверхні шаруватих силікатів і таким чином підвищити їх адсорбційну здатність щодо органічних речовин та можливість адсорбційного вилучення не тільки катіонних, а й аніонів форм елементів, не застосовуючи кислотну активацію, термічну або гідротермальну обробку, що є тривалим в часі та потребує відповідних реагентів.

Кількісна сорбція полігуанідину на шарувато-стрічкових силікатах, що складаються 60–95 % з аморфного SiO_2 проходить в інтервалі $\text{pH}=0\div 9$ в результаті корпоративної взаємодії макромолекул полімеру з активними групами поверхні. Максимально ефективно на поверхні досліджуваних шарувато-стрічкових силікатів закріплюються олігомери з молекулярною масою більше 10000 а.о.м.

В ІЧ-спектрах вихідних зразків (рис. 7.18) спостерігаються основні характеристичні смуги поглинання палигорськіту, cm^{-1} : 1200, 1030 й 990 коливання групи $\text{Si}-\text{O}-\text{Si}$; 910 коливання групи $\text{Si}-\text{O}$; 3610 й 3550 валентні коливання груп Al_2-OH й $\text{Al}-\text{Fe}-\text{OH}$ або $\text{Al}-\text{Mg}-\text{OH}$ та 1660 деформаційні коливання води в цеолітних каналах структури мінералу. Після проведення модифікування ПГМГ в

ІЧ-спектрах фіксується наявність нових смуг в довгохвильовій області 3100-3500 cm^{-1} , що характерно для водневих зв'язків аміногруп та ОН-груп (рис. 7.18).

В області 1635 cm^{-1} спостерігається зміщення смуг, що вказують на взаємодії з модифікатором. Поява смуги в області 1600-1700 cm^{-1} можливо пов'язана із сорбцією води на поверхні глини (рис. 7.18).

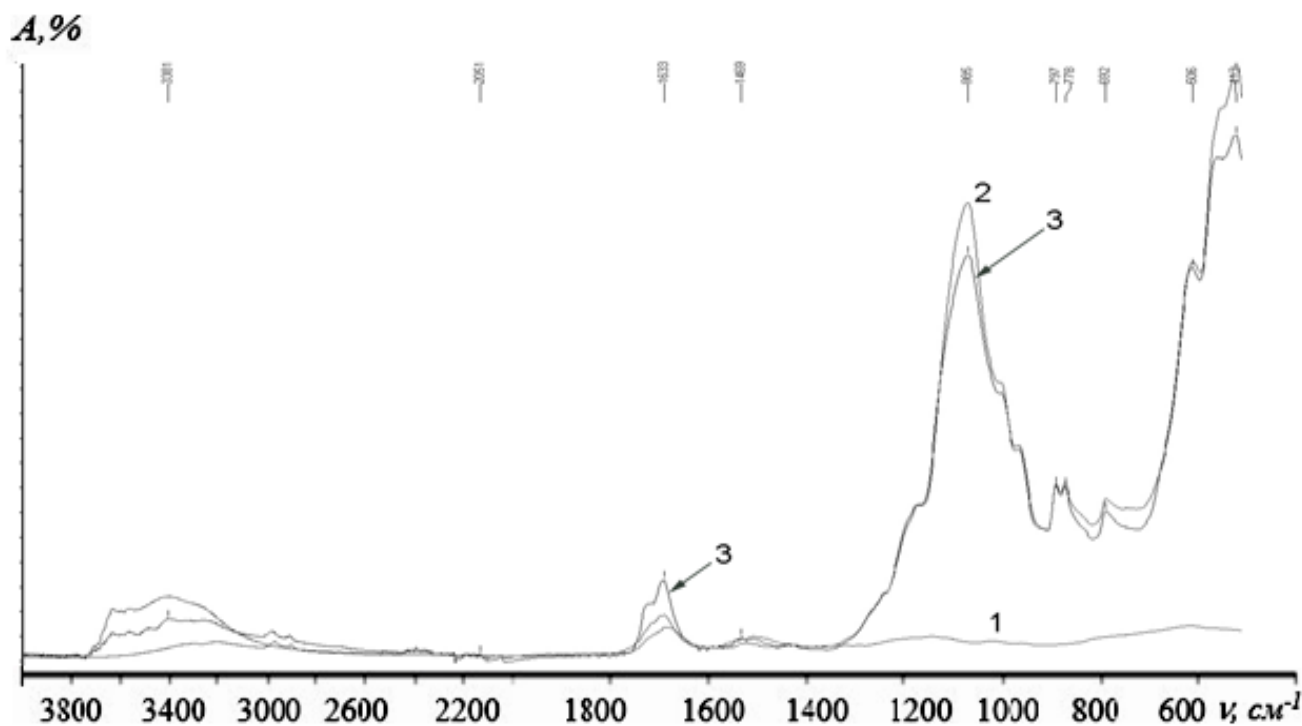


Рис.7.18 – Спектри ІЧ-спектроскопії з Фур'є перетворенням глинистого матеріалу (глинопорошок типу ПП-5 ТУ У 14.2-00223941-007-2010) Дашуківського родовища Черкаської області; 1– 35% розчин ФСГ-1, 2 – глинопорошок ПП-5 не модифікований, 3– глинопорошок ПП-5 модифікований 35% розчином ФСГ

Зменшення інтенсивності основного піку глини в області 985 cm^{-1} (смука алюмосилікату), а також в області 413 cm^{-1} свідчать про часткову модифікацію поверхні та про адсорбції модифікатора за рахунок хімічної взаємодії (рис. 7.18).

Отримані сорбенти володіють підвищеною сорбційною активністю (таблиця 7.9). Таким чином, нековалентне модифікування (імпрегнування) поверхні шаруватих силікатів солями ПГМГ суттєво спрощує метод отримання сорбентів з метою ефективного вилучення із водних розчинів, як катіонних, так і аніонних форм полютантів навколишнього середовища, не застосовуючи кислотну

активацію, термічну або гідротермальну обробку, що є тривалим в часі та потребує відповідних реагентів [413].

Таблиця 7.9 - Результати сорбційного вилучення глинопорошком ПП5 та отриманим органомінеральним сорбентом

№п/п	Досліджуваний йон	Ступінь адсорбції на глинопорошку ПП5, R %	Ступінь адсорбції на глинопорошку ПП5 модифікованому ПГМГ, R %
1	Zn (II)	84,4	97,47
2	Co (II)	78,6	98,65
3	Cu (II)	74,22	98,3
4	Pb (II)	69,42	96,08
5	Cd (II)	63,20	98,85
8	Mo (VI)	77,5	98,6
9	W (VI)	76,9	97,9
10	U (VI)	71,3	98,8

Отримані сорбенти можуть бути рекомендовані для використання в екологічних технологіях, пов'язаних з відновленням (покращенням якості) властивостей ґрунту після пожежі. Крім кількісного вилучення досліджуваних йонів (за оптимальних умов рН) на отриманому органомінеральному сорбенті, спостерігається суттєве підвищення кінетичних характеристик процесу сорбції.

7.5 Підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення і особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил в умовах критичних ситуацій

Лісові пожежі поруч з постійним надходженням забруднення у довкілля, завдають невимірної шкоди біологічному і ландшафтному різноманіттю і, на жаль,

людині та її життєдіяльності. До небезпечних екологічних наслідків пожеж у природних екологічних системах відносяться фізико-хімічні та структурні зміни ґрунтів внаслідок температурного (пірогенного) чинника, що має вторинний впливають на усі компоненти довкілля протягом багатьох років [412]. Порушення під впливом пірогенного навантаження найбільш динамічних складових природи – води та повітря, призводить до гідрологічно небезпечних явищ, таких як повені, паводки, підвищення рівня ґрунтових вод та зміни їх фізико-хімічного складу. Порушення нормальних умов життя та діяльності людей на окремій території зумовлених наслідками пожежі, що супроводжуються погіршенням умов життя, порушенням функціонування комунально-побутових служб, пошкодженням або руйнуванням інфраструктури джерел питного водопостачання сприяють виникненню та розповсюдженню масових інфекційних захворювань серед населення [186]. У цих умовах для швидкої, ефективною та безпечною локалізації епідеміологічно небезпечних районів, зниження ризику поширення інфекційних захворювань, необхідно мати запас дієвих і екологічних антисептиків [415]. Згідно вимог, які пред'явлені до сучасних антисептичних препаратів, вони повинні бути добре розчинними у воді, їх водні розчини мають бути безбарвними, не мати запаху, не визивати руйнування оброблених матеріалів, в тому числі й корозію металів, володіти адгезійними властивостями, високою стабільністю і низькою токсичністю [415-418]. Одними із найбільш перспективних сучасних дезінфектантів, що відповідають цим вимогам, є похідні специфічної азотистої основи – гуанідину, до яких належать вітчизняні препарати під торговою назвою «Полідез», «Акватон» та «Тонік антисептичний «Біоцид плюс» [417].

Під час виникнення надзвичайної ситуації, пов'язаної з перевищенням концентрації небезпечних хімічних речовин понад ГДК в питній воді, першочерговим завданням підрозділів ДСНС є забезпечення населення, що перебуває в зоні ураження надзвичайної ситуації, якісною питною водою в якомога коротші строки і в необхідному об'ємі [419].

До процесу знезараження води, в умовах надзвичайних ситуацій, існує ряд обов'язкових вимог:

- під час знезараження необхідно забезпечити надійне вилучення патогенних і зниження концентрації індикаторних мікроорганізмів до нормативних значень;

- технології і реагенти знезаражування не повинні приводити до утворення побічних токсичних продуктів в концентраціях, що перевищують гранично допустимі концентрації (ГДК);

- технологія знезараження питної води, в умовах надзвичайних ситуацій, повинна бути зорієнтована на максимально можливі концентрації патогенних мікроорганізмів [186, 418].

Виконання цих вимог необхідне для швидкої, ефективною і безпечною локалізації епідеміологічно небезпечних районів та зниження ризику поширення інфекційних захворювань, що особливо швидко розвиваються в умовах надзвичайних ситуацій. Можливе це за наявності дієвих і екологічних дезінфектантів для очистки і знезараження питної води [417].

Виконаний [186] аналіз переваг та недоліків реагентів, що їх зазвичай використовують в технологіях підготовки води, дозволив обґрунтувати перспективність використання знезаражуючих реагентів гуанідинового ряду, що мають неокислювальний механізм дії та, як відомо на сьогодні, не ініціюють утворення побічних продуктів оброблення води.

Запропоновані технологічні рішення для очищення та доочищення зараженою або потенційно зараженою води від мікроорганізмів, пестицидів, важких металів та інших небезпечних домішок, в тому числі в критичних ситуаціях, коли життєзабезпечення населення має бути спрямоване на підтримання нормальних умов життя, та перш за все, забезпечення населення питною водою [416-424]. Під час критичних ситуацій вирішення цієї проблеми ускладнюється у разі пошкодження або виходу з ладу системи централізованого водопостачання в населеному пункті, коли потрібні значні об'єми питної води. Оскільки не завжди є можливість доставки бутильованою води в потрібній кількості через руйнацію або небезпечність транспортної інфраструктури та потреби у транспортуванні великих об'ємів вантажу, то це інколи стає причиною використання води не за призначенням, що може викликати різноманітні захворювання [419].

Альтернативою вирішення цієї проблеми є використання мобільних установок для отримання якісної питної води в умовах надзвичайних ситуацій [186]. Важливим фактором епідемічної безпеки води, особливо в надзвичайних ситуаціях, є контамінація патогенними мікроорганізмами питної води чи різноманітних джерел водокористування, оскільки вона досить швидко може привести до виникнення низки інфекційних захворювань, і може бути використана в якості ланцюга актів біотероризму чи застосування біологічної зброї проти мирного населення [186]. Тому вибір реагентів для очистки та знезараження питної води є актуальним завданням для розробки ефективних методів вилучення забруднювачів водних систем [186].

Реалізацію технологічних рішень виробництва питної води здійснювали з використанням біоцидного полімерного реагенту «Акватон-10», діючою речовиною якого є ПГМГ-ГХ, з неокисним механізмом дії, що володіє властивостями катіонного флокулянта та комплексоутворювача і має сильні біоцидні властивості. Водні розчини реагенту «Акватон-10» зберігають свої властивості після замерзання та розморожування, не мають кольору, запаху (нелеткі), стійкі та безпечні під час застосування, зберігання і транспортування, не утворюють токсичних мікродомішок в процесі знезараження води, неагресивні, не ініціюють корозію металів та є вибухобезпечними і незаймистими В реагенті «Акватон-10» використовується полімер особливої чистоти і необхідної молекулярної маси, завдяки чому проявляються ще і флокуляційні властивості. Для реагенту «Акватон-10» характерна відсутність здатності ініціювати резистентність у мікроорганізмів води [418, 425]. Ще одна важлива властивість – комплексоутворення, що пояснює здатність до зв'язування йонів металів реагентом, оскільки він в своєму складі має гуанідинову групу, що містить три атоми Нітрогену, які здатні віддавати електрони на утворення донорно-акцепторних зв'язків [86-88]. Зв'язування йонів металів відбувається всередині макроклубків ПГМГ [186] (рис. 7.19).

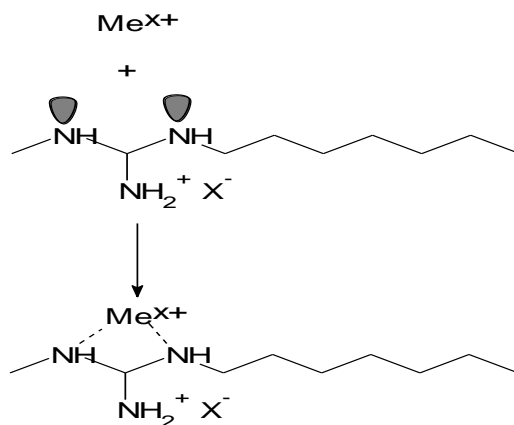


Рис. 7.19 – Схема зв'язування йонів металів у комплекс з ПГМГ-ГХ [186]

Проведені дослідження дали якісний результат, що вказує на наявність взаємодії йонів металів з макромолекулами полімеру. Це значить, що полімер може видаляти із води йони важких металів, радіонуклідів, гумінові, фульвінові сполуки, різні органічні речовини, пестициди, гербіциди [186]. Перевагою даної установки є відсутність накопичення шкідливих речовин в фільтруючих пристроях, що виключає небезпеку неконтрольованого викиду шкідливих речовин в очищену воду [186] (рис.7.20).

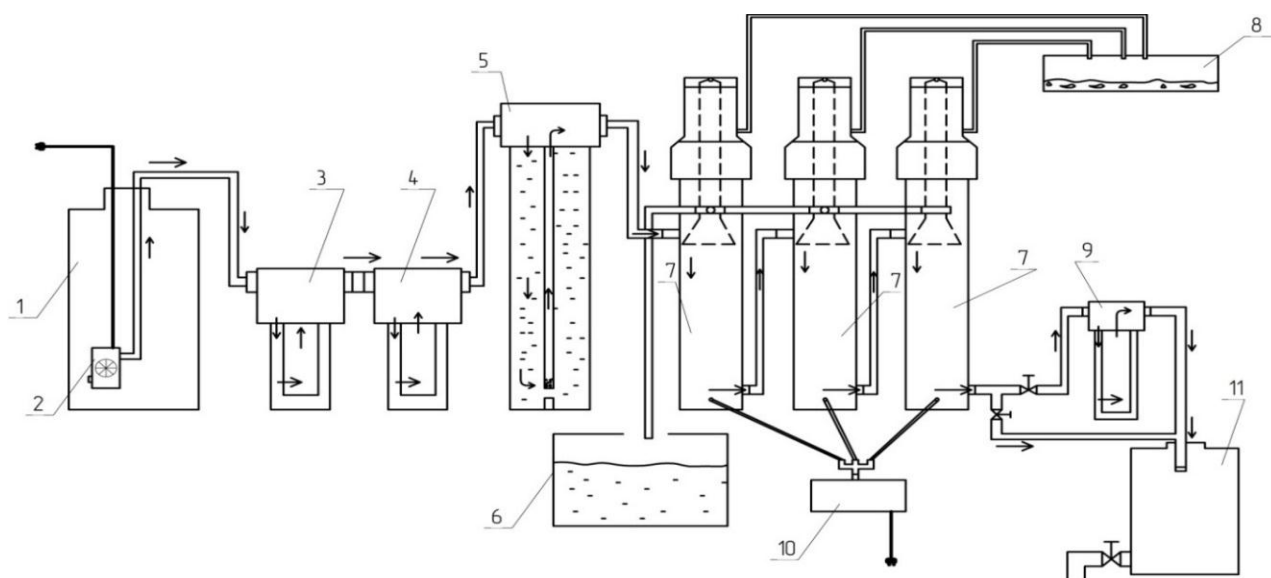


Рис. 7.20 – Схема установки для очищення води: 1– бак для брудної води, 2– насос, 3– фільтр грубої очистки 50-100 мікрон, 4 – фільтр тонкої очистки 5-10 мікрон, 5 – фільтр з піском, 6– ємність для зливу не доочищеної води, 7 – установка для очистки флоатацією, 8 – ємність для відходів, 9 – фільтр, 10 – компрессор для подачі повітря, 11– ємність для очищеної води.

Результати аналізу якості води до і після пропускання через мобільну установку представлені в таблиці 7.10.

Показано ефективність використання реагенту «Акватон-10» для зниження мутності, кольоровості та видалення йонів токсичних металів до значень, що відповідають нормативним санітарно-гігієнічним та екологічним вимогам [186, 425].

Запропоновані технологічні рішення можуть бути використані для забезпечення питною водою підрозділів військових частин і контингенту рятувальників, польових таборів, військових містечок та шпиталів, з використанням мобільної установки в пересувному варіанті на відповідному транспортному засобі [186].

Надійність знезараження питної води може бути забезпечена при використанні дезінфектантів з пролонгованою дією та, бажано, відсутністю у них здатності до формування стійкості у патогенних мікроорганізмів, до спроможності утворювати побічні продукти дезінфекції [186, 425].

Таблиця 7.10 – Результати аналізу води до і після пропускання через мобільну установку

Показники	Одиниці вимірювання	Вихідна вода	Очищена вода	ДСанПіН 2.2.4. - 171-10 від 12.05.2010
Забарвленість	градуси	110	18	до 20
Каламутність	градуси	3,2	0,99	до 1
Загальна твердість	ммоль/дм ³	8,2	5,2	до 7
Залізо загальне	мг/дм ³	0,43	0, 2	0, 2
Мідь	мг/дм ³	4,2	≤1,0	до 1,0
ХСК	мгО/дм ³	310	15	< 5
Сульфати	мг/дм ³	48	36	< 500
Нітрати	мг/дм ³	0,8	0,6	< 50

Результати проведених досліджень [418] свідчать про відсутність розвитку резистентності у широкого спектру мікроорганізмів до дії ПГМГ-ГХ. Не встановлено появи мутантів, стійких щодо сполук на основі ПГМГ-ГХ [418, 425]. Проведені дослідження [415-418] засвідчили, що ПГМГ-ГХ має високий знезаражуючий потенціал з широким спектром біоцидної дії, яка включає віруліцидну активність щодо вірусу поліомієліту типу 2, у тому числі - при моделюванні забруднення води. Це дозволяє надійно знезаражувати різні типи вод при високих рівнях їх біологічного і хімічного забруднення [186, 419-420].

Проте, нами [186, 425,526] та іншими дослідниками неодноразово було констатовано підвищення на 10-15% значення хімічного споживання кисню (ХСК) у водоймах, куди потрапляли води, оброблені ПГМГ-ГХ (при цьому не реєстрували суттєвих змін інших показників якості води з цих водойм).

Перевірку робочої гіпотези щодо можливого впливу діючої речовини досліджуваного реагенту – ПГМГ-ГХ – на перебіг аналітичного визначення ХСК біхроматним методом проведено шляхом визначення ХСК у водних розчинах ПГМГ-ГХ із різними концентраціями цього нітрогентовмісного полімеру. Встановлено лінійну залежність збільшення значень показника ХСК від концентрації ПГМГ-ГХ, що свідчить про вірогідну участь ПГМГ-ГХ в процесах окиснення (рис. 7.21), які мають місце при визначення ХСК води біхроматним методом [426]. Таким чином, для отримання достовірних значень ХСК у водоймах, куди могли потрапити води, оброблені ПГМГ-ГХ, слід використовувати коригуючий коефіцієнт, розрахувати який дозволяє лінійна залежність показників ХСК та концентрації ПГМГ-ГХ [186, 426]. Це досить важливий чинник, тому що поліалкіленгуанідини є речовинами, що нормально біорозкладаються та, будучи катіонними поліелектролітами, ефективно сорбуються забруднювачами води, що мають найчастіше аніонну природу. Процеси біодеструкції суттєво прискорюються після переміщення у донний шар, про що свідчить зниження на 80 % вмісту гуанідинових сполук вже після першого переміщення через шар «активного мулу». А тому використання для обробки різних вод ПГМГ-ГХ у концентраціях, що не

перевищують ГДК, не має і не може представляти загрозу для гідробіонтів та є екологічно безпечним [186].

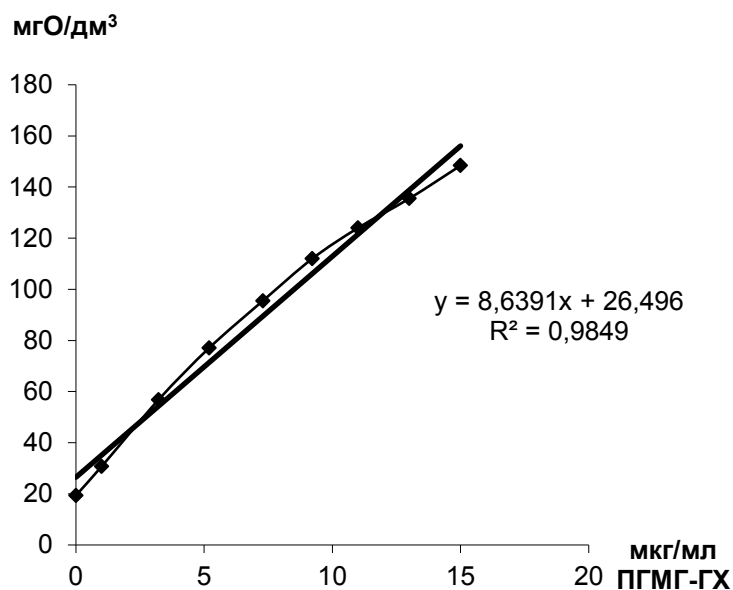


Рис. 7.21 – Залежність показника хімічного поглинання кисню від концентрації ПГМГ-ГХ

Використання реагенту «Акватон-10» для знезараження питної води в польових умовах потребує постійного контролю гранично допустимої концентрації (ГДК) діючої речовини – ПГМГ-ГХ у питній воді. Оскільки в реальних умовах дуже часто виникають ситуації, коли необхідно експресне визначення концентрації ПГМГ безпосередньо на місці відбору проб. Наприклад, при визначенні залишкової кількості ПГМГ в польових умовах при відсутності стаціонарної лабораторії [186].

Сильна адгезія ПГМГ до поверхні матеріалів різної природи обумовлена дифільною природою макромолекул ПГМГ, які містять у своєму складі гідрофільні гуанідинові групи та гідрофобні CH_2 -групи, і обумовлює значну адсорбцію ПГМГ на поверхні матеріалів різної хімічної та фізичної природи [186].

Внаслідок цього значна частина ПГМГ адсорбується на поверхні тари і не може бути визначена відомими методами, що може привести до значних похибок при визначенні концентрації ПГМГ у воді в сторону заниження, оскільки час, що проходить від моменту відбору проби до проведення аналізу і який може включати

також час для транспортування проб до лабораторії, достатній для того, щоб значна частина ПГМГ адсорбувалась на поверхні посуду [186]. Крім того, кількість адсорбованого на поверхні посуду ПГМГ не є сталою величиною, оскільки процес адсорбції ПГМГ залежить від багатьох факторів, і в першу чергу від часу контактування проби, що містить ПГМГ, з поверхнею посуду, від природи матеріалу посуду для відбору, транспортування та зберігання проб, концентрації ПГМГ в розчині, що досліджується, від температури проби та навколишнього середовища, тощо. Тому похибка при визначенні концентрації ПГМГ відомими методами не є сталою і її неможливо врахувати при визначенні концентрації ПГМГ відомими методами. Особливо значною є похибка при визначенні відомими методами мікрокількостей ПГМГ у воді, оскільки внаслідок адсорбції на поверхні посуду із розчину, що досліджується, може бути вилучена майже вся кількість ПГМГ [186]. Вище вказані фактори вказують на те, що проби води, які містять ПГМГ, можуть бути віднесені до нетранспортабельних об'єктів, і повинні аналізуватися негайно на місці відбору проб. Нами [427-430] розроблено метод візуально-тестового визначення у воді мікроконцентрацій ПГМГ-ГХ [94-95] (рис.7.22).

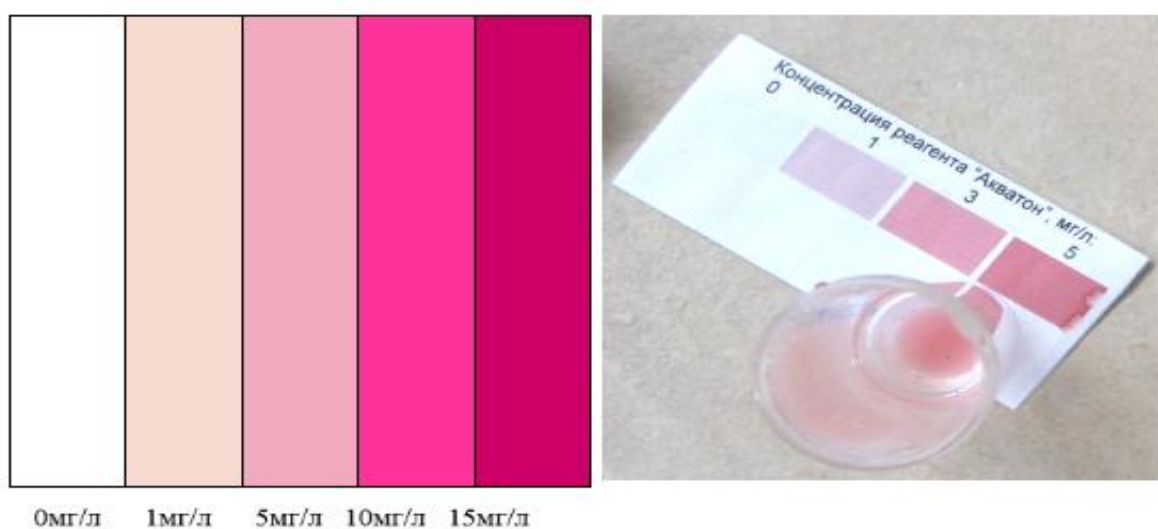


Рис. 7.22. – Порівняльна шкала для візуально-тестового визначення концентрації полігексаметиленгуанідин-гідрохлориду.

На його основі виготовляється тест-набір, «Акватон-тест», який включає в себе необхідний комплект матеріалів і реагентів, що впроваджено у діяльність Товариства з обмеженою відповідальністю Науково-технологічний центр «Укрводбезпека» м. Київ і дає можливість контролювати ГДК ПГМГ-ГХ безпосередньо на місці відбору проби у польових умовах, що особливо актуально в умовах критичних ситуацій (набір для візуального напівкількісного тестового визначення вмісту діючої речовини ПГМГ-ГХ у воді в межах концентрацій від 0 до 10 мг/л розраховано на 50 визначень). Набули подальшого розвитку способи визначення концентрації ПГМГ-ГХ з межею визначення 0,05 та 0,03 мкг/мл в динамічному режимі [430] (рис.7.23 та рис. 7.24) з використанням потрійних комплексів.

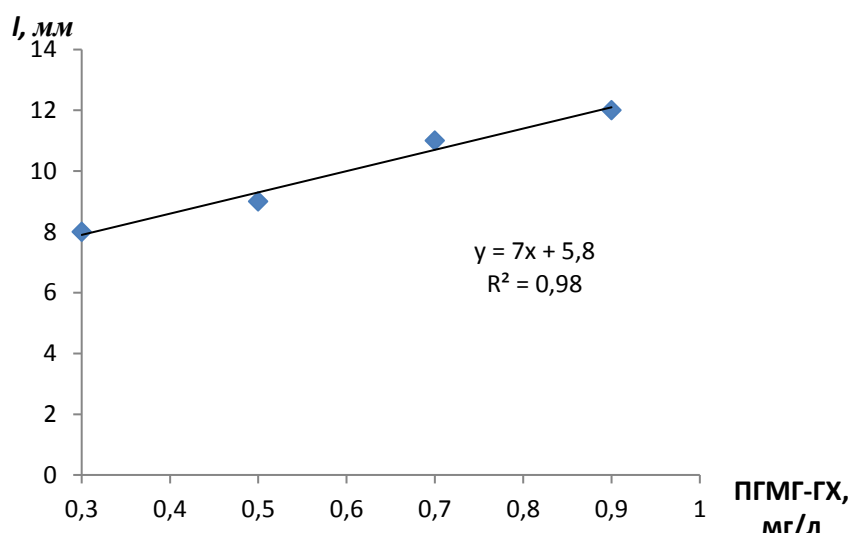


Рис. 7.23 – Калібрувальний графік для визначення концентрації ПГМГ-ГХ із об'єму 100см³ із використанням Ме-БПЧ (V=25мл на фоні 0,1 н. H₂SO₄) в динамічному режимі.

Цим способом можна аналізувати проби інших об'ємів, будуючи калібрувальні залежності. Визначенню ПГМГХ тест-методом не заважає присутність в розчині іонів Zn²⁺, Pb²⁺, Cd²⁺, Hg²⁺, оскільки вони не сорбуються на поверхні силікагелю як безпосередньо, так і спільно із ПГМГХ.

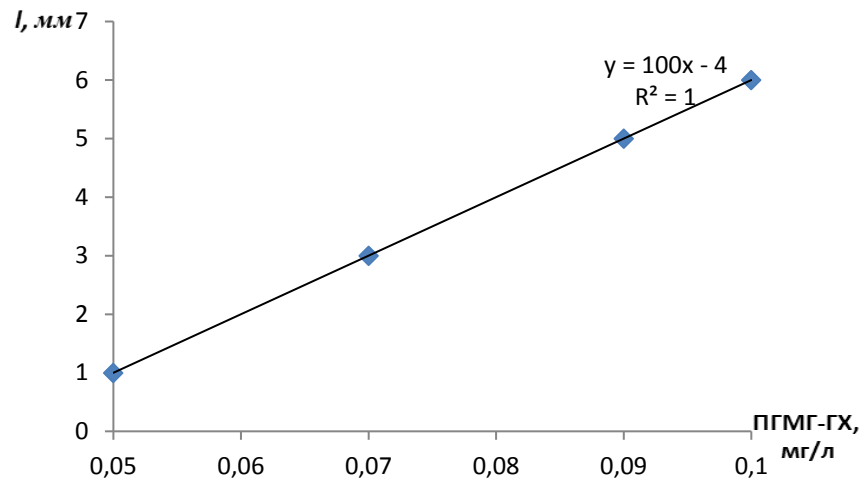


Рис. 7.24 – Калібрувальний графік для визначення концентрації ПГМГ-ГХ із об'єму 200см³ з комплексом Ме-БПЧ (V=25мл на фоні 0,1 н. Н₂SO₄) в динамічному режимі.

Результати визначення ПГМГ-ГХ у водному розчині із застосуванням комплексу Ме-БПЧ сорбційно-тестовим методом представлені в таблиці 7.12.

Таблиця 7.11. – Результати визначення ПГМГХ у водному розчині із використанням комплексу Ме -БПЧ сорбційно-тестовим методом (n=5, P=0,95)

Вміст ПГМГ-ГХ, мкг		
Введено	Знайдено	Середня квадратична похибка
		$Sr = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\bar{X} - x_i)^2}{n-1}}$
50	50 ± 20	0,20
100	110 ± 30	0,11
250	260 ± 50	0,23

7.6. Висновки до сьомого розділу

7.6.1 Удосконалено систему заходів щодо підвищення рівня радіаційно-екологічної безпеки учасників пожежогасіння, які ведуть до зменшення дозового навантаження та полягають у використанні гідродинамічно активної водної вогнегасної речовини з одночасним прокладанням перед фронтом пожежі загороджувальних смуг.

7.6.2 Запропоновано спосіб гасіння лісової пожежі (в тому числі і на радіоактивно забруднених територіях), що включає в себе використання водної вогнегасної речовини на основі полімерної поверхнево-активної речовини полігексаметиленгуанідину безпосередньо для гасіння кромки пожежі з одночасним прокладанням перед фронтом пожежі загороджувальних смуг на основі солей полігексаметиленгуанідину. Показано, що використання запропонованого способу гасіння лісової пожежі зумовить істотну економію дози опромінення особового складу пожежних підрозділів під час гасіння лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях.

7.6.3 Науково обґрунтовано та випробувано отримання і використання функціональних матеріалів на основі бентонітових глин Дашуківського родовища нековалентно модифікованих солями полігексаметиленгуанідину. Розроблено пропозиції щодо зниження рівня негативного впливу на стан довкілля наслідків торф'яних пожеж, що включають в себе використання суспензії на основі бентонітових глин (глинопорошку типу ПП-5 ТУ У 14.2-00223941-007-2010) та водного розчину полігексаметиленгуанідину.

7.6.4 Моніторингові дослідження результатів застосування гуанідинових сполук дали можливість простежити закономірності міграційної здатності важких та перехідних металів у техногенно забруднених екосистемах. Простота отримання запропонованих сорбентів та добра відтворюваність результатів аналізу дозволяє використовувати методику сорбційно-атомно-емісійного визначення екологічно важливих поліютантів в об'єктах навколишнього середовища, зокрема в природних водах у польових умовах мобільною лабораторією, з подальшим транспортуванням

в стаціонарну хімічну лабораторію невеликої маси сорбенту, замість значних об'ємів води, що дозволяє скоротити час виконання досліджень.

7.6.5 Наведено напрямки підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення і особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил в умовах критичних ситуацій. Набули подальшого розвитку способи знезараження питної води в умовах кризових станів з використанням неокисного реагента «Акватон-10» та методи визначення концентрації діючої речовини реагента «Акватон-10» полігексаметиленгуанідин-гідрохлориду, в тому числі в польових умовах.

У розділі використані роботи автора [186, 392-396, 403-407, 409, 410, 413-430].

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ ДИСЕРТАЦІЇ

У дисертаційній роботі, що є завершеною самостійно виконаною науковою працею, наведено вирішення актуальної наукової проблеми розвитку наукових основ підвищення рівня радіаційно-екологічної безпеки життєдіяльності населення, учасників пожежогасіння та довкілля, що створюють передумови зменшення радіоекологічних ризиків та дозових навантажень внаслідок лісових пожеж, шляхом застосування гуанідинових сполук для запобігання поширення радіонуклідів, депонованих у лісових екосистемах:

1. На основі результатів аналізу національного і світового досвіду щодо оцінювання радіаційно-екологічного впливу на довкілля та населення наслідків лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях показано, що пожежі порушують бар'єрну функцію лісових екосистем, запускають процеси перерозподілу та зміни інтенсивності міграції радіонуклідів, що призводять до погіршення радіаційно-екологічного стану територій, збільшення ризику інгаляційного та перорального опромінення населення на прилеглих до Чорнобильської зони відчуження територіях та особового складу учасників пожежогасіння.

2. Встановлено вплив загальної площі та кількості лісових пожеж Чорнобильської зони відчуження на дозові навантаження населення радіоактивно забруднених територій визначених за лічильником випромінювань людини. Показано, що вплив радіаційного чинника на формування дозових навантажень населення радіоактивно забруднених територій найбільш критично проявляється через 1-2 роки після лісової пожежі внаслідок відновлення лісової продукції в умовах збільшення мобільності радіонуклідів у лісових ґрунтах, що веде до забруднення трофічних ланцюгів.

3. Встановлено, що доза опромінення дорослого населення на прилеглих до Чорнобильської зони відчуження радіоактивно забруднених територій більше залежить від кількості пожеж та їх загальної площі, ніж доза опромінення дітей, що пов'язано з режимом харчування та споживанням лісових продуктів - грибів, ягод тощо, які дають істотний внесок у формування дози опромінення.

4. Застосування гуанідинових сполук, зокрема гуанідинових полімерів, для підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення шляхом застосування їх для превентивної обробки лісових насаджень, локалізації й ліквідації лісових та торф'яних пожеж забезпечується комплексними властивостями поліелектроліту та поверхнево-активної речовин, що супроводжується зниженням лінійної швидкості поширення полум'я в 3-4 рази.

5. Встановлено фізико-хімічний механізм та особливості взаємодії гуанідинових полімерів з горючими лісоматеріалами з утворенням інтерполімерних комплексів стабілізованих водневими зв'язками, що візуалізується наявністю нових смуг в довгохвильовій області спектра $3100-3500\text{ см}^{-1}$ та зміщенням смуг поглинання лігніну в короткохвильову область ІЧ-спектра від 1509 см^{-1} до 1504 см^{-1} . Показано, що адсорбція відбувається за моделлю Ленгмюра внаслідок утворення водневих зв'язків між NH-групами полімеру та OH-групами поверхні, в тому числі, і за рахунок гідроксильних груп лігніну, кінетичні параметри $k = (0,0342-0,179)$ та сорбційна ємність якого становить $0,16-0,24\text{ г/г}$ деревини та істотно залежить від видового складу рослинності й зростає в ряду: дуб < сосна < береза.

6. Утворені на поверхні лісових горючих матеріалів інтерполімерні комплекси мають високу термостабільність. За температури понад 350°C відбувається їх розкладання з утворенням нітрогенвмісних йонів (NH_4^+ , NH^- , NH_2^- , NH_3^- , NO^+ , NO_2^+ , NO_3^+), які вступаючи в реакції радикального механізму горіння інгібують активні центри полум'я, а наявність фосфоровмісних йонів (H_2PO_4^- , PO_3^- , HPO_4^- , PO^+ , P_2O , P_2O_2^+ , P_2O_3^+) підвищує ефективність як до гомогенного, так і до гетерогенного інгібування ланцюгових реакцій горіння. На основі отриманих даних розроблені нові рецептури водних розчинів з вогнезахисними властивостями для прокладання загороджувальних смуг з метою проведення превентивних протипожежних заходів в природних екосистемах. Виявлено зниження гідродинамічного опору тертя, тобто наявність гідродинамічної активності водних розчинів гуанідинових полімерів (ефект Томса), внаслідок чого зменшуються

гідравлічні втрати, що є актуальним і ефективним у випадку відсутності водойми поблизу осередка пожежі.

7. Розроблена система заходів та запровадження комплексу превентивних протипожежних заходів для попередження їх виникнення призводять до зменшення дозового навантаження населення та особового складу учасників пожежогасіння.

8. Удосконалено систему заходів щодо підвищення рівня радіаційно-екологічної безпеки учасників пожежогасіння, які ведуть до зменшення дозового навантаження та полягають у використанні гідродинамічно активної водної вогнегасної речовини з одночасним прокладанням перед фронтом пожежі загороджувальних смуг. Наведено напрямки підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення і особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил в умовах критичних ситуацій.

9. Моніторингові дослідження результатів застосування гуанідинових сполук дали можливість простежити закономірності міграційної здатності важких та перехідних металів у техногенно забруднених екосистемах. Сформовано напрямки вдосконалення мобільної лабораторії з оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій для забезпечення оперативного радіаційно-екологічного контролю.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Лисиченко Г.В., Забулонов Ю.Л., Хміль Г.А. Природний, техногенний та екологічний ризику: аналіз, оцінка, управління. – К.: Наукова думка, 2008.–543 с.
2. Андронов В.А., Домбровська С.М., Ковальчук В.Г., Крюков О.І., та інші. Екологічна безпека держави: державно-управлінський вимір : монографія /В.А. Андронов, С.М. Домбровська, В.Г. Ковальчук, О.І. Крюков та ін. – Х. : НУЦЗУ, 2016. –220 с.
3. Боков В.А., Лушик А.В. Основы экологической безопасности: Учебное пособие. – Симферополь: СОНАТ, 1998. – 224 с.
4. Щербов Б. Л. Лесные пожары как геохимическая угроза / Б. Л. Щербов // Наука из первых рук – 2011. - Т.39. - №3. - С.120-127.
5. Whicker J.J, Pinder J.E., Breshears D.D., Eberhart C. F. (2006) From dust to dose: Effects of forest disturbance on increased inhalation exposure. *Sci Total Environ.* Vol. 368 (2-3). Pp.519-530.
6. Whicker J.J., Pinder J.E. Breshears D.D. (2006) Increased wind erosion from forest wildfire: implications for contaminant-related risks. *J Environ Qual.* Vol. 35(2). Pp. 468-478
7. Малахов С. Г., Махонько Э. П. Выброс токсичных металлов в атмосферу и их накопление в поверхностном слое земли. *Успехи химии*, 1990. Т. 59, вып. 11. С. 1777—1798.
8. Несговорова Н. П., Савельев В. Г., Иванцова Г. В. Изучение проблемы лесных пожаров как фактора экологической опасности: региональный аспект. *Фундаментальные исследования.* 2014. № 12-6. С.1207-1211.
9. Крайнюк О. В., Буц Ю. В. Міграційна здатність свинцю у ґрунтах Харківщини під впливом пірогенного фактора. *Треті сумські наукові географічні читання: матеріали наук. конф.* (м. Суми, 10-12 жовт. 2018 р.). Суми: СумДПУ імені А.С.Макаренка, 2018. С. 128-131

10. Усеня В. В. Лесные пожары последствия и борьба с ними / В. В. Усеня. – Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2002. – 206 с.
11. Арцыбашев Е. С. О влиянии пожаров на лесные экосистемы / Е. С. Арцыбашев // Пожары в лесных экосистемах Сибири: материалы Всерос. конф. с междунар. участием (Красноярск, 17–19 сентября 2008 г.). – Красноярск, 2008. – С. 89–91.
12. Гуменюк В. В. Вплив низової пожежі на соснові деревостани у зоні Центрального Полісся України / В. В. Гуменюк, Д. М. Голяка, С. В. Зібцев // Науковий вісник НЛТУ України. – 2015. – Вип. 25.9 – С. 40–46.
13. Лещенко В. О. Прямі втрати лісового господарства від пожеж у сосняках державного підприємства «Зміївське лісове господарство» / В. О. Лещенко // Науковий вісник НЛТУ України. – 2009. – Вип. 19.8. – С. 14–25.
14. Богорад В.И. Радиационные последствия пожара в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС / В.И. Богорад [и др.] // Ядерная и радиационная безопасность. – 2016. – Вып. 1(69). – С. 64–68.
15. Лесные пожары и площадь, пройденная лесными пожарами [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.belstat.gov.by/ofitsialnaya-statistika/realny-sector-ekonomiki/selskoe-hozyaistvo/>.
16. Ласута Г. Ф. Моделирование процессов возникновения и распространения лесного низового пожара с оценкой уровня тепловой нагрузки от фронта пламени / Г. Ф. Ласута, П.Н. Гоман // Вестник Университета гражданской защиты МЧС Беларуси, Т. 3, № 2, 2019. – С. 134-158.
17. DE CORT, M., Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Rep. 16733, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1998).
18. Медицинские последствия Чернобыльской аварии и специальные программы здравоохранения. Доклад экспертной группы «Здоровье» Чернобыльского форума ООН. - Женева. - 2006. - 182с.

19. Environment consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience Report of the Chernobyl Forum Expert Group «Environment» International atomic energy agency. Vienna, 2006, Pp.180
20. Радиогеохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС / Под ред. Собоновича Э.В. – К.: Наук. думка, 1992. – 146 с. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В.Г. Барьяхтара. – К.: Наук. думка, 1995. – 560 с.
21. Геохимия техногенных радионуклидов / Собонович Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. [и др.] – К.: Наук. думка, 2002. – 334 с.
22. Авария на Чернобыльской АЭС: Опыт преодоления. Извлеченные уроки / А.В. Носовский, В.Н. Васильченко, А.А. Ключников, Б.С. Пристер. – К.: Техніка, 2006. – 264 с.
23. Исидоров В.А. Экологическая химия Учебник. — СПб.: Химиздат, 2001. — 304 с.
24. Kashparov V.O., Ivanov Yu.A., Zvarych S.I. et al. Formation of hot particles during the Chornobyl Nuclear Power Plant Accident //Nuclear Technology 114 (1), 1996, p. 246-253
25. Атлас Чорнобильської зони відчуження НВП «Картографія»– 1996р. – 26с.
26. Малышев В. П. Уроки преодоления последствий чернобыльской катастрофы: 25 лет спустя // Стратегия гражданской защиты: проблемы и исследования. - 2014. - №2. - С. 559-568.
27. Ushakov S.V., Burakov B.E., Shabalev S.I., Anderson E.B. Interaction of UO₂ and Zircaloy During the Chernobyl Accident Mater. Res. Soc. Symp. Proc. 1996. № 465. pp. 1313–1318.
28. Radioactive particles in the Environment: Sources, Particle Characterization and Analytical Techniques International atomic energy Vienna, 2001. Pp. 90.
29. Salbu, B., et al., High energy X-ray microscopy for characterization of fuel particles, Nucl. Instruments and Methods Phys. Research A 467–468 (2001) 1249–1252.

30. Zheltonozhsky V., Mück K., Bondarkov M. (2001) Classification of hot particles from the Chernobyl accident and nuclear weapons detonations by non-destructive methods. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 57. Pp. 151–166.
31. Devell. L., Tovedal H., Bergstrom U., Appelgren A., Chyssler, J., Andersson L. (1986), Initial Observations of Fallout from the Reactor Accident at Chernobyl, *Nature* Vol. 321 Pp.192–193.
32. Raunema T., Lehtinen S., Saari H., Kulmala M. (1987) 2–10 μm Sized Hot Particles in Chernobyl Fallout to Finland, *J. Aerosol Sci.* Vol. 18.6 Pp.693–696.
33. Schubert P., Behrend U. Investigations of Radioactive Particles from the Chernobyl Fallout, *Radiochimica Acta* 41 (1987) 149–155.
34. Гудков І.М. Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. – К.: НУБіП України, 2016. – 485 с.
35. Кутлахмедов Ю.А., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основы радиозкологии. Учебное пособие. – К.: Вища школа, 2003. - 320 с.
36. Кутлахмедов Ю.А. Дорога к теоретической радиозкологии. – К.: Фитосоциоцентр, 2015. - 360 с.
37. Романчук Л.Д. Радіоекологічна оцінка формування дозового навантаження у мешканців сільських територій Полісся України [Текст]: монографія / Л.Д. Романчук - Житомир: Полісся, 2015. - с.300.
38. Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии [сводные данные, июнь 1991 — февраль 1994 г.]: Сборник 4. — Киев, 1994. — 241 с.
39. Vasylenko V.V, Tsigankov M.Y, Nechaev S.Y, Pikta V.O, Zadorozhna G.M, Bilonyk A.B. (2013) Peculiarities of internal radiation doses due to ^{137}Cs and ^{90}Sr intake in population from Zhytomyr oblast in a late period after the Chornobyl NPP accident. *Probl Radiac Med Radiobiol.* Vol. 18. Pp. 59-69.
40. Массовый многолетний СИЧ_мониторинг населения Украины, вовлеченного в Чернобыльскую аварию / О. Н. Перевозников, В. В. Василенко, Л. А. Литвинец [та ін.] // Радиационная гигиена. – 2009. – Т. 2, № 2. – С. 40–47.

41. Вивчення особливостей формування доз внутрішнього опромінення населення РЗТ у віддалений період аварії на ЧАЕС, обумовлених надходженням ^{137}Cs , ^{90}Sr (на прикладі Київської області) / В. В. Василенко, С. Ю. Нечаєв, В. О. Пікта [та ін.] // 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього : зб. доповідей міжнар. конф., Київ, 20_22 квіт. 2011 р. Висновки і рекомендації. Ч. 1. – К. : В_во КіМ, 2011. – С.320–323.

42. Гродзинський М. Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. К.: Лікей, 1995. 233 с.

43. Yoschenko, V.I., et al. (2006a) Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments. *Journal of Environmental Radioactivity* Vol. 86(2). Pp. 143–163.

44. Yoschenko, V.I. et al. (2006b) Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process. *Journal of Environmental Radioactivity* Vol. 87(3). Pp. 260–278.

45. Maglyovana T. V. Key issues for ecological management of radioactive contaminated forest ecosystems in Ukraine /T.V. Maglyovana, V.V. Dolin // *Geochemistry of Technogenesis – 2020. – №3(31) – Pp. 131-142.*

46. Прикладна радіоекологія лісу / [Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О., Ландін В.П., Шелест З.М.] Під ред.д.с.-г.н., проф. Краснова В.П. Монографія. Житомир: «Полісся», 2007. 680с.

47. Основи лісової радіоекології / [Патлай І.М., Давидов М.М., Ландін В.П. та ін.] - Київ: Ярмарок, 1999. 251с.

48. Final Report Assessment of the Distribution of Radionuclides and Impact of Industrial Facilities in the Chernobyl Exclusion Zones under the GEF project “Conserving, Enhancing and Managing Carbon Stocks and Biodiversity in the Chernobyl Exclusion Zone” Reporting period 01 November 2017 – 31 March 2018.

49. Гудков І.М., Кашпаров В.О., Паренюк О.Ю. Радіоекологічний моніторинг: навчальний посібник. Київ – 2018. – 194с.

50. IAEA, 2006. *Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience*. Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Environment" (eds. L. Anspaugh and M. Balonov). *Radiological assessment reports series*, IAEA, STI/PUB/1239, 166 pp.

51. Дубчак С.В., Долин В.В., Кучма Н.Д. Трансурановые элементы в лесных экосистемах чернобыльской зоны отчуждения /С.В. Дубчак, В.В. Долин, Н.Д. Кучма // Проблемы радиозэкологии леса. Лес, человек, Чернобыль: Сб. науч. трудов. ИЛ НАН Беларуси. Вып. 61. – Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2004. – С. 11–15.

52. Dvornik A., Dvornik M, Korol A. et al. (2018) Potential threat to human health during forest fires in the Belarusian exclusion zone. *Aerosol Science and Technology*. Vol. 52. N8, Pp. 923-932.

53. Kozhevnikova M. F. (2017) The radioactive contamination territory of Ukraine by Pu and ^{241}Am radionuclides due to the Chernobyl accident / M. F. Kozhevnikova, V. V. Levenets, I. L. Rolik, A. A. Shchur// *Problems of Atomic Science and Technology*. №3. (109). *Series: Nuclear Physics Investigations* (68). Pp.26-30.

54. Human health consequences resulting from the Chernobyl NPP accident (2008) // *Scientific NKDAR Report Annex for the UN General assembly*. New York. 2012. Pp. 182.

55. Ландін В.П. Актуальні проблеми лісової радіоекології /В.П. Ландін, В.П. Краснов, О.О. Орлов //Лісовий і мисливський журнал.– 2009.– №2. –С.6-8.

56. Долін В. В. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи / В. Долін, Г. Бондаренко, О. Орлов; За ред. Е. В. Соботовича ; НАНУ, Ін-т геохімії навколишнього середовища. - К. : Наукова думка, 2004. - 221 с.

57. Соловьев В.М. Загрязнение почв радионуклидами / В.М. Соловьев // *Агрохимический вестн.* - 2000. - №2. - С. 29-30.

58. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України / В.П. Краснов. - Житомир: Волинь, 1998. - 112 с.

59. Радіаційна ситуація в Україні та проблеми життєдіяльності громадян на забруднених територіях / Л.Я. Табачний, Л.А. Кудас, Т.Д. Лев [та ін.]. - К.: МНС України, 2001. - 30 с.
60. Кравець О.П., Гродзинський Д.М. Екологічний прогноз розвитку радіаційної ситуації в Україні та формування доз людини від внутрішнього опромінення // Гигиена населенных мест. —Київ: Наукова думка, 2000, С. 70–87.
61. Кравець О.П., Гродзинський Д.М., Павленко Ю.А. Радіоекологічні оцінки радіаційних наслідків використання забруднених агроценозів // Збірник наукових праць Інституту ядерних досліджень, 2001. — №3(5). —С. 141–152.
62. П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання // Національна доповідь України. —К., 2001. —144 с.
63. Перепелятников Г.П. Основи загальної радіоекології: монографія / Г.П. Перепелятников. - К.: Атака, 2008. - 460 с.
64. Орлов А.А. Радиоактивно загрязнение леса, как критические ландшафты: радиоактивность пищевых продуктов и влияние на формирование дозы внутреннего облучения населения (аналитический обзор) / А.А. Орлов, В.П. Краснов, А.Л. Прищепа.- Житомир: ЖИТИ, 2002. - 104 с.
65. Короткова Е.З. Снижение содержания ^{137}Cs в пищевой продукции леса путем технологической переработки / Е.З. Короткова, З.М. Шелест, Т.В. Курбет // Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины: науч. тр. Полесской ЛНИС. — 1999. — Вып. 6. - С. 92-96.
66. Кашпаров В.А. Эффективность контрмер в населенных пунктах Украины после аварии на ЧАЭС / В.А. Кашпаров, Н.М. Лазарев, О.Н. Перевозников// Агрехимический вестн. - 2008. - №2. - С. 25-27.
67. Фурдичко О. І. Радіоекологічна безпека аграрних і лісових екосистем у віддалений період після аварії на ЧАЭС Агроекологічний журнал.2016. № 1. С. 6–13.
68. Короткова Е.З., Шелест З.М., Курбет Т.В. Снижение содержания ^{137}Cs в пищевой продукции леса путем технологической переработки // Проблемы

экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины / Научн. труды Полесской ЛНИС. — Вып. 6. — Житомир: Волинь, 1999. — С. 92–96.

69. Jacob P., Likhtarev I. Pathway analysis and dose distributions / Final report of joint study project 5. — Luxembourg, 1996. — 190 p.

70. Kenigsberg J., Belli M., Tikhomirov F. et al. Exposures from consumption of forest produce // Proc. of the 1- st international conference (Minsk, Belarus, 18–22 March, 1996). — Luxembourg, 1996. — P. 271–283.

71. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial environments. — Venna: IAEA / — Technical report series, 1994.

72. Randa Z., Benada J. Mushrooms — significant source of internal contamination by radiocaesium / Ed. G. Desmet et al. — London-New York: Elsevier Applied Science, 1990. — P. 202–209.

73. M. Johansen, T. Hakonson, F. Whicker, J. Simanton, J. Stone (2001) Hydrologic Response and Radionuclide Transport Following Fire at Semiarid Sites. *Journal Environ Qual.* Vol. 30(6). Pp.2010-2017.

74. Impacts of Vegetation Fire Emissions on the Environment, Human Health, and Security: A Global Perspective (2009) J. G. Goldammer, M. Statheropoulos, M. O. Andreae *Developments in Environmental Science*, Vol. 8 – Pp.3-36.

75. Wotawa, G., De Geer, L.-E., Becker, A., D'Amours, R., Jean, M., Servranckx, R., and Ungar, K. 2006. Inter- and intra-continental transport of radioactive cesium released by boreal forest fires. *Geophys. Res. Lett.* 33.

76. Poyarkov V. (2006) Using a radioactive marker for verification of dynamic models of forest fires at an experimental site located in the chernobyl exclusion zone. *FFNet 4*, Pp.127–130.

77. Bird Winifred A. Little Jane Braxton (2013) A tale of two forests: Addressing postnuclear radiation at Chernobyl and Fukushima. *Environmental Health Perspectives* Vol. 121 (3A) Pp. 78–85.

78. Bourcier L., Sellegri K., Masson O., Zangrando R., Barbante C., Gambaro A., Pichon J.M., Boulon J., and Laj P. (2010) Experimental evidence of biomass burning as a source of atmospheric ^{137}Cs . *Atmospheric Environment* Vol. 44 (19) Pp. 2280–2286.

79. Commodore A.A., Jannik G.T., Eddy T.P., Rathbun S.L., Hejl A.M., Pearce J.L., Irvin-Barnwell E.A., Naeher L.P. (2012) Radioactivity in smoke particulates from prescribed burns at the Savannah River Site and at selected southeastern United States forests. *Atmospheric Environment* Vol.54 Pp.643–656.

80. Hohl A., Niccolai A., Oliver C., Melnychuk D., Zibtsev S., Goldammer J.G., Gulidov V. (2012) The human health effects of radioactive smoke from a catastrophic wildfire in the Chernobyl Exclusion Zone: a worst case scenario. *Journal of Earth Bioresources and Life Quality* Vol. 1 Pp.1–34.

81. Amiro B.D., Sheppard S.C., Johnston F.L., Evenden W.G., Harris D.R. (1996) Burning radionuclide question: what happens to iodine, cesium and chlorine in biomass fire? *The Science of the Total Environment* Vol. 187 Pp.93–1

82. Матвеев П.М., Матвеев А.М Лесная пироэкология: Учебное пособие для студентов специальности 260400 всех форм обучения. – Красноярск: Сиб ГТУ, 2002.-283с.

83. Азаров С.И. Методика расчёта переноса радионуклидов в результате пожаров в Чернобыльской зоне / С.И. Азаров // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1998. – Т. 38. – Вып. 7.– С. 102–109.

84. Азаров С.І. Оцінювання радіаційного ризику при гасінні пожеж у лісах Чорнобильської зони /С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, Ю.П. Середя// Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції “Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи ”. Львів, 4 – 6 листопада 2015 р. – Львів: ЛДУ БЖД, 2015. С. 177-120.

85. Дворник А.М. Атмосферный перенос радионуклидов с дымом лесных пожаров / А.М. Дворник, А.А. Дворник // Проблемы лесоведения и лесоводства: Сборник научных трудов ИЛ НАН Беларуси. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 2007. – Вып. 67. – С. 85-93.

86. Азаров С.І. Радіаційні наслідки лісових пожежв Україні/ С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, Ю.П. Середя // Екологічні науки: науково-практичний журнал – К.: ДЕА, 2015.– №9.– С. 148-153.

87. Азаров С.И. Оценка пожарной опасности территорий, загрязнённых радионуклидами / С.И. Азаров, А.А. Однолько // Лесное хозяйство. – 1996. – № 3. – С. 15–16.

88. Азаров С.И. Загрязнение атмосферы Cs-137 при лесных пожарах в Чернобыльской зоне / С.И. Азаров // Радиационная биология. Радиозэкология. – 1996. – Т. 36. – Вып. 4. – С. 506–515.

89. ICRP Publication 66. Human respiratory tract model for radiological protection. – Vienna: Pergamon. 1993. – 65 p.

90. ICRP Publication 68. Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers. Part 2. Ingestion Dose Coefficient. – Vienna: Pergamot Press. 1994. – Vol. 24. – № 4. – 83 p.

91. Annals of the ICRP Published on behalf of the International Commission on Radiological Protection ICRP Publication 119 Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. 2012. – Vol. 41. – № 1. – 130 p.

92. Быков А.А. О камерных моделях миграции нуклидов по пищевым цепям /А.А. Быков, Н.В. Демин, Н.В. Мурзин // М., ИАЭ им. Курчатова. - 1984. – 24с.

93. Дворник А. А. Радиоактивное загрязнение воздуха в результате лесных пожаров и его опасность для здоровья человека /А. А. Дворник, А. М. Дворник, Р. А. Король и др. // Радиация и риск. Т. 25. №2– 2016. С. 100-108.

94. Директиви Ради 2013/59/ Євратом від 5 грудня 2013 року про встановлення основних норм безпеки для захисту від загроз, зумовлених впливом іонізуючого випромінювання, і скасування директив 89/618/Євратом, 90/641/Євратом, 96/29/Євратом, 97/43/Євратом і 2003/122/Євратом (ОВ L 13, 17.01.2014, с. 1).

95. Grodzinsky D.M. Consequences of the Chernobyl catastrophe as a prototype of nuclear terrorism // Defence and the Environment: Effective Scientific Communication / Eds. K. Mahutova, J.J. Barich III, R.A. Kreizenberg. – Amsterdam, Netherland: Kluwer, 2004. – P. 119-137.

96. Гродзинський Д. М. Радіоактивні ізотопи і життя / Д. М. Гродзинський // Вісник Харківського аграрного університету. - 2010. Вип. 2 (20). С. 6-18.
97. Техногенно-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, В.О. Тищенко; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ, 2019. 455 с.
98. Evangeliou N. (2015). Fire evolution in the radioactive forests of Ukraine and Belarus: Future risks for the population and the environment / N. Evangeliou, Y. Balkanski, A. Cozic et al. // *Ecological Monographs*. Vol. 85 (1). Pp. 49-72.
99. <https://www.globalforestwatch.org/dashboards/global>
100. Flannigan M.D. Krawchuk M.A., De Groot W.J. and other (2010). Global wildland fire and climate change. *The international forestry review*. Vol. 12 (5). – P. 55.
101. Forest Fires in Europe 2009 / [Guido Schmuck, Jesús San-Miguel-Ayanz, Andrea Camia and other] (2010). Publications Office of the European Union (Luxembourg). 83 p.]
102. Теребнев В.В. Противопожарная защита и тушение пожаров (леса, торфа, лесосклады) / В.В. Теребнев, Н.С. Артемьев, В.А. Грачев, О.Ю. Сабинин. – Кн. 6. – М., 2006. – 294с.
103. W. Jeffrey, P. John, B. David, E. Craig (2006) From Dust to Dose: Effects of Forest Disturbance on Increased Inhalation Exposure. *Sci Total Environ*. Vol. 368 (2-3): Pp. 519-530.
104. W. Jeffrey, P. John, B. David (2006) Increased Wind Erosion From Forest Wildfire: Implications for Contaminant-Related Risks. *Journal Environ Qual*. Vol. 35(2). Pp. 468-478.
105. R. Soung-Ryoul, C. Hyung-Tae, L. Joo-Hoon, L. Im-Kyun, A. Young-Sang (2017) Post-fire restoration plan for sustainable forest management in South Korea. *Forests* Vol. 8 (6) Pp.188-199.
106. W. Jeffrey, P. John, B. David, W. Piotr, K. Thomas, T. Rebecca, S. David, R. John (2002) Temporal and Spatial Variation of Episodic Wind Erosion in Unburned and Burned Semiarid Shrubland *Journal Environ Qual*. Vol. 31(2). Pp.599-612.

107. J. Mathew, H. Thomas, W. Ward, B. David (2003) Pulsed Redistribution of a Contaminant Following Forest Fire: cesium-137 in Runoff. *Journal Environ Qual*. Vol. 32(6). Pp.2150-2157.
108. Evangeliou N., Balkanski Y., Cozic A., Hao W. M., and Moller A.P. (2014) Wildfires in Chernobyl-contaminated forests and risks to the population and the environment: A new nuclear disaster about to happen? *Environment International* N73. – Pp. 346–358.
109. Дані супутникового дистанційного зондування Землі [спектрорадіометром помірної роздільної здатності MODIS](#) на супутниках [Terra](#) і [Aqua](#) NASA)
110. <https://public.wmo.int/en/media/news/arctic-heat-fire-and-melting-ice>
111. Forest fires in Europe, Middle East and North Africa (2018) *Publications Office of the European Union*, Luxembourg. ISBN: 978-92-76-11234-1.
112. Forest fires in Europe, Middle East and North Africa (2017) *Publications Office of the European Union*, Luxembourg. ISBN:978-92-79-92832-1.
113. Forest fires in Europe, Middle East and North Africa (2016) *Publications Office of the European Union*, Luxembourg. ISBN:978-92-79-71293-7.
114. Зібцев С. В. Охорона лісів від пожеж у світі та в Україні – виклики XXI сторіччя та перспективи розвитку [Електронний ресурс] / С. В. Зібцев, О. А. Борсук. // Лісове і садово-паркове господарство. – 2012. – № 1. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/j-pdf/licgos_2012_1_7.pdf.
115. Зібцев С.В., Сошенський О.М., Гуменюк В.В., Корень В.А. Багаторічна динаміка лісових пожеж в Україні // Науковий журнал «Ukrainian Journal of Forest and Wood Science». – 2019. – С. 27–40.
116. Зібцев С. В. Стан охорони лісів від пожеж в Україні та головні напрямки його покращення / С. В. Зібцев // Науковий вісник Національного аграрного університету. – 2000. – Вип. 25. – С. 319 –328.
117. Groza V. Mathematical modeling of dynamics of radioecological processes and reliability of pollutants transport in a forest ecosystem / Valentyna Groza, Iryna

Matvieieva // Scientific Journal of TNTU. — Tern. : TNTU, 2019. — Vol 93. — No 1. — P. 102–112. — (Mathematical modeling. Mathematics)

118. Kashparov V.A., Lundin S.M., Kadygrib A.M. *et al.* (2000) Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters. *Journal of Environmental Radioactivity* Vol. 51(3) Pp. 281–298.

119. Швиденко А.З. Уразливість лісів України до зміни клімату: Монографія / А.З. Швиденко, І.Ф. Букша, С.В. Краковська. — Київ : Ніка-Центр, 2018. — 184 с. ISBN 978-966-521-719-0.

120. Абдурагимов И.М. Проблемы борьбы с лесными пожарами в России и всех лесообильных странах мира (кто виноват и что делать?)/ И.М. Абдурагимов // Пожаровзрывобезопасность – 2012 – Т.21. - №9 – С. 79-87.

121. Душа-Гудым С.И. Системы противопожарного устройства лесов на территориях с естественным радиационным фоном и в условиях радиоактивного загрязнения Москва, 1998. - 06.03.03 лесоведение, лесоводство, лесные пожары и борьба с ними

122. Dusha-Gudym S.I. Forest Fires on the Areas Contaminated by Radionuclides from the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident / United Nations, Economic Commission for Europe // International Forest Fire News.-1992,- № 7.-P. 4-6.

123. Душа-Гудым С.И. Лесные пожары на территориях, загрязненных радионуклидами,- М.: ВНИИЦлесресурс, 1993,- 52 е.- (Обзорн. информ. Сер. Охрана и защита леса, механизация, лесные пользования. Вып. 9.

124. Dusha-Gudym S.I. News from Forest Fire Situation in the Radioactively Contaminated Regions/ S.I. Dusha-Gudym // United Nations, Economic Commission for Europe International Forest Fire News.- January 1994. -№ 10.- Pp.19.

125. Душа-Гудым С.И. Последствия лесных пожаров на территориях, загрязненных радионуклидами /С.И. Душа-Гудым // Всерос. конф. Радиоэкологические, медицинские и социально-экономические последствия

аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения: Тез. докл. НМД "Голицыно". – М. 1995.- С. 135.

126. Dusha-Gudym S.I. The Effects of Forest Fires on the Concentration and Transport of Radionuclides // Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia. - Kluwer Academic Publishers. Dordrecht / Boston / London . Printed in the Netherlands, 1996-P.476-480.

127. Душа-Гудым С.И. и др. Руководство по ведению лесного хозяйства на территории Российской Федерации, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, на период 1992-1995 гг. - М.: Комитет по лесу Минэкологии Российской Федерации, 1992. - 65 с.

128. Душа-Гудым С.И. Руководство по противопожарному устройству лесов, загрязненных радионуклидами /Федеральная служба лесного хозяйства России: Сб. нормативных актов по противопожарному устройству лесов, загрязненных радионуклидами,- М., 1995.- 33 с.

129. Шкарабура Н.Г., Гаркавий С.Ф. Метод прогнозного расчета вторичного радиоактивного загрязнения местности в результате радиоактивных лесных, торфяных и луговых пожаров// Науковий вісник будівництва. – Харків: ХДТУБА, 2003. – Вип. 21. – С. 274-281.

130. Гаркавий С.Ф. Оцінка та прогнозування вторинного забруднення радіонуклідами навколишнього природного середовища внаслідок лісових радіоактивних пожеж: автореф. дис.... канд. тех. наук: 21.06.01 Сергій Федорович Гаркавий: Укр. НДІ екол. проблем. – Харків. – 2004. – 19 с.

131. Гаркавий С.Ф. Лесные пожары в 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС как источник вторичного загрязнения территории радионуклидами. Науковий вісник українського науково-дослідного інституту пожежної безпеки. Науковий журнал №1(5), 2002. – С.177-181.

132. Гаркавий С.Ф. Лісові пожежі та пожежі на торфовищах на радіоактивно забруднених зонах як фактор розповсюдження радіонуклідів // Проблемы пожарной безопасности. – Харьков: ХИПБ, 2000. – Вып. 7. – С. 67 – 69.

133. Гаркавый С.Ф. Лесные пожары: ближний и дальний перенос продуктов горения //Проблемы пожарной безопасности. – Харьков: ХИПБ, 2000. - Вып. 8. – С. 37-40.

134. Процак В.П. Вторинний підйом радіоактивних аерозолів при виконанні агротехнічних операцій, осушенні водойм, лугових та лісових пожежах: автореф. дис. канд. тех. наук. – Київ. – 2009. – 21 с. 25]

135. Процак В.П. Вторинний підйом радіоактивних аерозолів при виконанні агротехнічних операцій, осушенні водойм, лугових та лісових пожежах: автореф. дис.... канд. тех. наук: 21.06.01 Процак Валентин Петрович: Національна академія України, Інститут проблем безпеки атомних електростанцій. – Київ. – 2009. – 24 с.

136. Однолько А.А. Исследование вторичной опасности при пожарах объектов с повышенным загрязнением радионуклидами: автореф. дис. канд. тех. наук. – ВИПТШ МВД РФ. – М., 1995. – 18 с.

137. Абдурагимов И.М. Однолько А.А. К вопросу разработки новых средств защиты личного состава и ликвидации лесных и других пожаров в местах с повышенным) / радиационным загрязнением как способ уменьшения радиоэкологической опасности этих пожаров // Совершенствование средств и способов ликвидации пожаров, аварий и катастроф: Сб. на-уч. тр.-м.: БИПТШ МВД РФ, 1993,- С.142-147.

138. Однолько А.А. Проблемы радиационной защиты при ликвидации, пожаров на территориях с повышенной загрязненность» радионуклидами // Взрывопожаробезопасность. -1992г.- N 4 .- С.59-62.

139. Абдурагимов И.М., Однолько А.А. Радиационная опасность при тушении пожаров на загрязненных радионуклидами территориях // Научно-техническое обеспечение противопожарных и аварийно-спасательных работ: Материалы 12 Всероссийской науч.-практ. конф. Секция 2. - М.: ЕНИИПО МВД РФ, 1993.- С.139-140.

140. Viner B.J., Jannik T., Stone D., Hepworth A., Naeher L., Adetona O., Blake J., Eddy T. (2015) Modelling and mitigating dose to firefighters from inhalation of

radionuclides in wildland fire smoke. *International Journal of Wildland Fire* Vol. 24 (5). Pp.723–733.

141. Report Chernobyl: 30 Years of Radioactive Contamination Legacy. V. Kashparov Kyiv – 2016. Pp.59.

142. Khomutinin, Yu.V., Yoschenko, V.I., Kashparov, V.O., Levchuk, S.E., Glukhovskiy, O.S., Protsak, V.P., Lundin, S.M. (2007) Assessment of radiological danger of hypothetical forestfire in the Chernobyl exclusion zone. *Chernobyl Research Bulletin, Bulletin of Ecological State of the Exclusion Zone and Zone of an Unconditional (Obligatory) Resettlement* 1(29): 28–33.

143. Чорнобиль четверте десятиліття: [Монографія] / Київ: Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, 2019. – 407 с.

144. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Vol. II Scientific Annexes C, D and E. New York. 2011. Pp.219.

145. Медицинские последствия Чернобыльской аварии и специальные программы здравоохранения. Доклад экспертной группы «Здоровье» Чернобыльского форума ООН. - Женева. - 2006. - 182с.

146. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group “Environment” (EGE) 2005. Pp. 246

147. Зібцев С. В. Проблема радіаційних лісових пожеж на землях, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС / С. В. Зібцев // Наук. вісник НАУ. – 2007 – Вип. 104. – С. 88–93.

148. Зібцев С. В. Проблема радіаційних лісових пожеж на землях, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС / С. В. Зібцев // Наук. вісник НАУ. – К., 2006. – Вип. 104. – С. 90–94.

149. Project Inception Workshop Conserving, Enhancing and Managing Carbon Stocks and Biodiversity in the Chernobyl Exclusion Zone Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine (MENR) State Agency of Ukraine on the Exclusion Zone Management 18 April 2016.

150. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments.* - Vienna: IAEA-TRS-472, 2010. - 194 p.

151. Viner B.J., Jannik T., Stone D., Hepworth A., Naeher L., Adetona O., Blake J., and Eddy T. (2015) Modelling and mitigating dose to firefighters from inhalation of radionuclides in wildland fire smoke. *International Journal of Wildland Fire* N24 (5). Pp.723–733.

152. Передовой опыт борьбы с природными пожарами на загрязненных территориях и рекомендации по безопасности пожарных при пожарах на территориях с радиоактивным загрязнением / Й. Г. Голдаммер, В. Кашпаров, С. Зибцев, С. Робинсон // Фрайбург – Базель – Киев – 2015. - 59с.

153. Руководство для участников тушения лесных пожаров в белорусском и украинском секторах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС/ В.Усеня, Й-Г. Голдаммер, В. Кашпаров и др. Фрайбург - Гомель – Киев –2016. 70 с.

154. Талерко М. М. Моделювання атмосферного розповсюдження радіоактивності / М. М. Талерко, Т. Д. Лев, І. В. Ковалець, Ю. В. Яценко //Ядерна енергетика та довкілля № 3 (18) 2020.

155. Evangeliou, N., Eckhardt, S. (2020) Uncovering transport, deposition and impact of radionuclides released after the early spring 2020 wildfires in the Chernobyl Exclusion Zone. *Sci Rep. Vol. 10.* Pp.10655

156. Правила пожежної безпеки в лісах України : наказ Держкомлісгоспу України від 27 грудня 2004 р. № 278 // Офіц. вісн. України. – 2005. – № 13. –321 с.

157. Zibtsev, S.D. Oliver, J.G. Goldammer, A. Hohl, J. M. Carter, A. Niccolai, M. Petrenko, O. Borsuk (2011) Wildfires Risk Reduction From Forests Contaminated by Radionuclides: A Case Study of the Chernobyl Nuclear Power Plant Exclusion Zone The 5th International Wildland Fire Conference Sun City, South Africa 9–13 May

158. Evangeliou Nikolaos, Zibtsev S., Myroniuk V., Zhurba M., Hamburger T., Stohl A, Balkanski Y., Paugam R., Mousseau T., Moller A., Kirieiev S. 2016. Resuspension and atmospheric transport of radionuclides due to wildfires near the Chornobyl Nuclear Power Plant in 2015: An impact assessment / *Scientific Reports* 6: 26062-26075, 14 p.

159. N. Evangeliou, S. Zibtsev, V. Myroniuk, M. Zhurba, T. Hamburger, A. Stohl, Y. Balkanski, R. Paugam, T. A. Mousseau, A. P. Moller, S. I. Kireev Resuspension and atmospheric transport of radionuclides due to wildfires near the Chernobyl Nuclear Power Plant in 2015: Scientific Reports | 6:26062 | DOI: 10.1038/srep26062.
160. <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/map>
161. <https://emergency.copernicus.eu/mapping/list-of-components/EMSR435>
162. https://www.criirad.org/actualites/dossier2020/2020-04-08-CP_Incendies_Tchernobyl.pdf
163. <https://www.sstc.ua/news/operativne-povidomlennya-pro-rezultati-vimiryuvannya-koncentraciyi-ceziyu-u-povitri-v-m-kiyevi>
164. <https://www.sstc.ua/news/pozhezhi-u-chornobilskij-zoni-vidchuzhennya-trivayut>
165. <https://www.sstc.ua/news/prognoz-peremishennya-potencijno-zabrudnenogo-atmosfernogo-povitrya-zumovlenogo-pozhezhami-v-chzv-na-10-11-kvitnya>
166. <https://sstc.ua/news/prognoz-peremishennya-potencijno-zabrudnenih-povitryanij-mas-vnaslidok-pozhezh-v-chzv-na-13-14-kvitnya>
167. <https://www.sstc.ua/news/pidsumki-shodo-radiacijnoyi-situaciyi-u-kiyevi-pov-yazanoyi-iz-lisovimi-pozhezhami-u-zoni-vidchuzhennya>
168. IRSN. Information note Fires in Ukraine in the exclusion zone around the Chernobyl power plant: point position 1–9 (2020) (Accessed 29 April 2020).
169. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ – 97). – Державні гігієнічні нормативи. ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. – Видання офіційне. – Київ: Комітет з питань гігієнічного регламентування МОЗ України, 1998. – 135 с.
170. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Interim edition. General Safety Requirements Part 3 No. GSR Part 3 (Interim), IAEA, Vienna, 2011, 303p.
171. Health risks from low – level environment exposure to radionuclides. Radionuclide specific lifetime radiogenic cancer risk coefficients for the US population,

based on age – dependent intake, dosimetry and risk models: Federal Guidance Report № 13, Part 1. Document ERA 402-R-97-014/ORNI, Car-Ridge US ERA. – Washington DC, 1998. – 421 p.

172. Information note Fires in Ukraine in the exclusion zone around the Chernobyl power plant: Point position <https://www.irsn.fr/EN/newsroom/News/Documents/IRSN>

173. Захматов В.Д. Современные проблемы лесных пожаров в Чернобыльской зоне / В.Д. Захматов, М.В. Силыников, М.В. Чернышов // Пожаровзрывобезопасность, Т. 24 (11) – 2015. – С.55-62.

174. Лесные пожары как геохимическая угроза // Наука из первых рук [Электронный ресурс]. – 2019. – Режим доступа: <https://scfh.ru/papers/lesnye-pozhary-kak-geokhimicheskaya-ugroza/>. – Дата доступа: 20.02.2019.

175. Garger E. K. (1994) Air concentrations of radionuclides in the vicinity of Chernobyl and the effects of resuspension. *J. Aerosol Sci.* Vol. 25. Pp. 745–753.

176. Kashparov, V. *et al.* Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. 339–353 (2018).

177. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середя; за заг. ред. П.Б. Волянського. – К.: ТОВ "Інтердрук", 2016. – 203 с.

178. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О. І. Бондар, С. І. Азаров, В. М. Ващенко та ін.; за заг. наук. ред. О. І. Бондаря – Херсон: Грінь Д.С., 2016. – 300 с.

179. Захматов В.Д. Перспективные методы и техника тушения лесных пожаров и многоплановой защиты окружающей среды / Захматов В.Д. //2015. №1(6). С.236-252

180. Huff A.K., Kondragunta S., Zhang H., Hoff R.M. (2015) Monitoring the Impacts of Wildfires on Forest Ecosystems and Public Health in the Exo-Urban

Environment Using High-Resolution Satellite Aerosol Products from the Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS). *Environ Health Insights*. Vol.9 Pp. 9-18.

181. Hao W.M., Baker S., Lincoln E., Hudson S., Lee S.D., Lemieux P. (2018) Cesium emissions from laboratory fires. *J Air Waste Manag Assoc*. Vol. 68(11) Pp. 1211-1223.

182. Goldammer J.G., Statheropoulos M., Andreae M.O. (2009) Impacts of vegetation fire emissions on the environment, human health, and security: A global perspective Vol. 8, Wildland Fires and Air Pollution. *Developments in Environmental Science*: Elsevier.

183. Ager A.A. (2019) The wildfire problem in areas contaminated by the Chernobyl disaster/ A. Ager, R. Lasko, V. Myroniuk, S. Zibtsev, M.A. Day, U. Usenia, V. Bogomolov, I. Kovalets, C. R. Evers // *Science of the Total Environment*. Vol. 696. Pp. 133954.

184. Магльована Т. В. Екологічні аспекти гасіння пожеж на радіоактивно забруднених територіях / Т. В. Магльована // V Міжнародна конференція «Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення», 24-25 травня 2017 р. – Київ, 2017. – С. 84.

185. Магльована Т. В. Аналіз протипожежного стану радіоактивно забруднених лісових екосистем /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2014. – № 18. – С. 78 – 83.

186. Магльована Т.В. Екологічні аспекти використання гуанідинових полімерів в умовах надзвичайних ситуацій: [Монографія] Видання друге/ Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник, С. В. Жартовський – Черкаси: видавець ФОП Гордієнко Є.І., 2017–210 с.

187. Maglyovana T. V. Mechanism of interaction of derivative polyhexamethyleneguanidin derivatives with biomaterials of forest ecosystems / T.V. Maglyovana, V.V. Dolin // *Geochemistry of Technogenesis* – 2019. – №1 – Pp. 73-81.

188. Maglyovana T.V. Feasibility investigation of using guanidine-based polymers for forest fires extinguishing and minimizing their effects /T.V. Maglyovana, V.V. Dolin // *Geochemistry of Technogenesis* – 2019. – №2 – Pp. 90-98.

189. Пампуро В.И. Оптимальное управление безопасностью экологически опасных объектов К.: Наукова думка. – 2012 - 597с.

190. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ_моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Дані за 2011 рік. / І. А. Ліхтарьов, Л. М. Ковган, Г. В. Федосенко [та ін.] ; МНС України ; ДУ “ННЦРМНАМН України” ; ІРЗ АТН України. – Збірка 14. – К. : [б. в.], 2012. –99 с. 1

191. Ліхтарьов І.А., Ковган Л.М., Федосенко Г.В. та ін. Рівні опромінення населення, яке проживає на забруднених після аварії на ЧАЕС територіях України [Електронний ресурс]. – Київ: ПРООН-ЧПВР, 2007. – CD-диск.]

192. Массовый многолетний СИЧ_мониторинг населения Украины, вовлеченного в Чернобыльскую аварию / О. Н. Перевозников, В. В. Василенко, Л. А. Литвинец [та ін.] // Радиационная гигиена. – 2009. – Т. 2, № 2. – С. 40–47.

193. Гембицкий П.О. Полимерный биоцидный препарат полигексаметиленгуанидин П.О. Гембицкий, И.И. Воинцева – Запорожье “Полиграф”, 1998. – 44с.

194. Maglyovana T. Improving the efficiency of water fire extinguishing systems operation by using guanidine polymers / T. Maglyovana, T. Nyzhnyk, S. Stas, D. Kolesnikov, T. Strikalenko // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies* – 2020. – №1/10(103). Pp.20-25.

195. Магльована Т. В. Інгібітори корозії пожежно - технічного обладнання на основі комплексів металів із солями полігексаметиленгуанідину / Т.В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2015. – № 19. – С. 95-99.

196. Магльована Т. В. Інгібітори корозії на основі солей полігексаметиленгуанідину / Т. В. Магльована, Є.О., Хандусь // VII Всеукраїнська науково-практична конференція «Техногенно-екологічна безпека України: стан та перспективи розвитку» (Ч.1), 13-20 листопада 2017 р. – Ірпінь, 2017. – С. 118-120.

197. Антонов А.В. Узагальнення і розвиток наукових основ розроблення та технологій застосування екологічно прийнятних вогнегасних речовин. – Дис.

д.т.н., К., Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління Мінприроди України, 2017. – 386 с.

198. Магльована Т. В. Модифікування деревини полімерними речовинами з метою удосконалення її фізико-хімічними властивостями /Т. В. Магльована, І. О. Ножко, В.В. Володіна // Матеріали XIII Міжнародної науково-практичної конференції «Проблеми та перспективи розвитку системи безпеки життєдіяльності», 29-30 березня 2018 р. – Львів, 2018. – С. 61 – 62.

199. Магльована Т. В. Підвищення ефективності термостійкості деревини шляхом модифікації фосфоровмісними полімерами /Т. В. Магльована, П. І. Заїка // *Пожжежна безпека: теорія і практика*. – 2015. – № 21. – С. 53 – 58.

200. Магльована Т. В. Використання адсорбції полімерних антисептиків для підвищення протипожежного захисту вогнезахищеної деревини / Т. В. Магльована, А. К. Трохимчук, Г. І. Баранова // *Пожжежна безпека: теорія і практика*. – 2008. – № 2. – С. 35 – 37.

201. Лисичкин Г.В. Химия привитых поверхностных соединений /Г.В. Лисичкин, А. Ю. Фадеев, А. А. Сердан и др. Под ред. Лисичкина Г. В. М.: Физматлит, 2003.592с.

202. Кросс А. Введение в практическую инфракрасную спектроскопию: Пер. с англ. - М.: Изд-во иностранной литературы, 1961. - 112 с.

203. Кесслер П. Методы инфракрасной спектроскопии в химическом анализе: Пер. с нем. / Под ред. М.М. Кусакова. - М.: Мир, 1964. — 288 с.

204. Беллами Л. Инфракрасные спектры сложных молекул: Пер. с англ. / Под ред. Ю.А. Пентина. - М.: Изд-во иностранной литературы, 1963. - 591 с.

205. Наканиси К. Инфракрасные спектры и строение органических соединений Практическое руководство/ Перевод с английского под редакцией А. А. Мальцева. – М.: Мир, 1965. – 216 с.

206. Перетятко Б.М. Випробування різних порід деревини, просоченими антипіренами / Б.М. Перетятко І.М. Озарків, З.П. Копинець// Науковий вісник НЛТУ України. – 2011. – Вип. 21.8. – С. 129 - 136.

207. Демидов П.Г. Горение и свойства горючих веществ: учеб. пособие— 2-е изд., перераб. П.Г. Демидов, В.А. Шандыба, П.П. Щеглов. М. 1981.272 с.

208. Бут В.П. Первинні засоби пожежогасіння. Тактика використання В.П. Бут, В.М. Жартовський, І.Г. Маладика та інші. Навч.пос. – Черкаси: АПБ ім. Героїв Чорнобиля МНС України, 2008. – 136с.

209. Антонов А.В. Вогнегасні речовини А.В. Антонов, В.О. Боровиков, В.П. Орел, В.М. Жартовський, В.В Ковалишин. – Київ: Пожінформтехніка, 2004. – 176 с.

210. Zhartovsky S. Rationale of use guanidine surfactants for fire extinguishing in natural ecosystems / S. Zhartovsky, T. Maglyovana //Journal Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu – 2020. – №4 Pp.124-129.

211. Жартовський В. М. Застосування полімерної поверхнево-активної речовини гуанідинового ряду з метою підвищення вогнегасних властивостей води / В. М. Жартовський, Т. В. Магльована, С. В. Жартовський // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2012. – № 12. – С. 35 – 40.

212. Ахназарова С. Л., Кафаров В. В. Оптимизация эксперимента в химии и химической технологии. Учеб. пособие. 2-е изд., перераб. и доп. — М.: Высш. шк, 1985.- 327 с.

213. Вентцель Е.С. Теория вероятностей. 10-е изд. — Москва: Высшая школа, 2006. — 575 с.

214. Інструктивно-методичні вказівки «Радіаційно-дозиметрична паспортизація населених пунктів території України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії ЧАЕС» (Методика-2011). – Київ, 2011. – 27 с.

215. Інструктивно-методичні вказівки «Радіаційно-дозиметрична паспортизація населених пунктів території України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії ЧАЕС, включаючи тиреодозиметричну паспортизацію» (Методика-96). – Київ, 1996. – 74 с.

216. Методические рекомендации по проведению измерений с использованием счетчиков излучения человека при дозиметрической

паспортизації населених пунктів України / О.Н. Перевозников, Л.А. Литвінець, Г.Н. Яковлева, В.В. Василенко. – Київ, 1995. – 25 с.

217. Василенко В. В. Особливості формування дози внутрішнього опромінення населення радіоактивно забруднених територій у віддалений період аварії на ЧАЕС та заходи щодо зниження рівнів внутрішнього опромінення мешканців цих районів (методичні рекомендації) / В. В. Василенко, С. Ю. Нечаєв, М. Я. Циганков, В. О. Пікта, Г. М. Задорожна // ДУ "Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України" – Київ - 2013. – 19с.

218. Vasylenko V.V., Tsigankov M.Y., Nechaev S.Y., Pikta V.O., Zadorozhna G.M., Bilonyk A.B. (2013) Peculiarities of internal radiation doses due to ^{137}Cs and ^{90}Sr intake in population from Zhytomyr oblast in a late period after the Chernobyl NPP accident. *Probl Radiac Med Radiobiol.* Vol. 18. Pp. 59-69.

219. Моніторинг доз внутрішнього опромінення населення на пізньому етапі аварії на ЧАЕС з використанням лічильників випромінювання людини / [Нечаєв С. Ю., Василенко В. В., Рубель Н. Ф., Пікта В.О.]. – К. : ДУ «НЦРМ АМН України», 2010. – 24с.

220. V. Yoschenko, T. Ohkubo, V. Kashparov. (2018) Radioactive contaminated forests in Fukushima and Chernobyl. *Journal of Forest Research* Vol. 23(1) Pp.3-14.

221. Голяка Д. М. Вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs в депо і біогенних потоках типових насаджень / Д. М. Голяка, С. Є. Левчук, В. І. Йощенко та інш. // *Ядерна фізика та енергетика* – 2020 – №3 (21) С. 256-264.

222. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / Под ред. чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко М.: РАН. – 2018 – 278 с.

223. Барбашев С.В. Розширення функціональних можливостей радіоекологічного моніторингу природного середовища в районах розташування АЕС щодо прийняття управлінських рішень/ С.В. Барбашев, Г.В. Лисиченко, О.О. Попов // *Ядерна енергетика та довкілля*, №2(4)–2014.С.12-18.

224. W.J Bond, R. E Keane Fires (2017) Ecological Effects. Elsevier doi:10.1016/B978-0-12-809633-8.02098-7. Pp. 1-11.
225. Исаева Л. К. Экологическая безопасность : учеб. пособие: в 3 ч. Ч. 3. Экологическая безопасность природно-техногенной среды: социально-экономические и правовые вопросы. – М.: Академия ГПС МЧС России, 2018. – 199с.
226. Wei Min Hao, Stephen Baker, Emily Lincoln, Scott Hudson, Sang Don Lee & Paul Lemieux (2018) Cesium emissions from laboratory fires, Journal of the Air & Waste Management Association, 68:11, 1211-1223.
227. Дворник А.А., Дворник А.М., Король Р.А., Гапоненко С.О. Радиоактивное загрязнение воздуха в результате лесных пожаров и его опасность для здоровья человека // Радиация и риск (Бюллетень НРЭР). 2016. №2. С.100-108.
228. Дворник А.А. Определение содержания ^{137}Cs в радиоактивных продуктах сгорания лесных горючих материалов //Весці НАН Беларусі. Сер. біял. навук. 2013. № 4. С. 93-98.
229. Дворник А.М., Жученко Т.А. Модель FORESTDOSE_EXTERNAL формирования внешней дозы облучения от леса //Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины: научные труды Полесской АЛНИС. Житомир, 1998. Вып. 5. С. 62-70
230. Статут дій органів управління та підрозділів Оперативно-рятувальної служби цивільного захисту під час гасіння пожеж / наказ МВС України від 26 квітня 2018 р. № 340
231. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Interim edition. General Safety Requirements Part 3 No. GSR Part 3 (Interim), IAEA, Vienna, 2011, 303p.
232. Халапсиина Т.И., Загор В.В. Экологические аспекты тушения пожаров на радиационно-загрязненных территориях // Проблемы обеспечения безопасности при ликвидации последствий чрезвычайных ситуаций. 2013. №1 (2). С. 146-150.
233. ДСТУ 2272. Пожежна безпека. Терміни та визначення основних понять.

234. Гуцев Н.Д. Результаты разработки нового универсального огнетушащего состава со смачивающими, пенообразующими и антипиренными свойствами / Н.Д. Гуцев, Н.В. Михайлова, Н.А. Грабежева //Труды Санкт-Петербургского научно-исследовательского института лесного хозяйства, 2017 - № 1.- С.62-77.

235. Гуцев Н.Д. Разработка универсального огнетушащего состава со смачивающими, пенообразующими и антипиренными свойствами /Н.Д. Гуцев, В.Ю. Гаравин, Н.В. Михайлова, Ю.В. Гаравина// *Труды Санкт-Петербургского научно-исследовательского института лесного хозяйства* № 4, 2015 – С.64-78.

236. Гуцев Н.Д. Результаты изучения свойств современных огнетушащих составов для борьбы с лесными пожарами /Н.Д. Гуцев, Н.В. Михайлова// Тезисы докладов V Международной научно-практической конференции, 31 мая – 2 июня 2016 г., Санкт-Петербург, ФБУ «СПбНИИЛХ». СПб: СПбНИИЛХ, 2016. 161 с.

237. Миронов А. В. Заградительные полосы как способ локализации пожара в природных экосистемах / А. В. Миронов, П. С. Белянкин // Достижения науки и образования. Вып. 2.№ 8 (30). – 2018. С. 12-15.

238. Арцыбашев Е.С. Лесные пожары и борьба с ними / Е.С. Арцыбашев. – М.: Лесная промышленность, 1974. – 150 с.

239. Апробация новых огнетушащих химических составов и разработка рекомендаций по их применению: отчёт о НИР (заключ.) / ФБУ «СПбНИИЛХ»; рук. Гуцев Н.Д.; исполн.: Арцыбашев Е.С., Михайлова Н.В., Корчунова И.Ю. – СПб., 2014. – 254 с. – Библиогр.: с. 112-120. –№ ГР 01201255954. – Инв. № 215022440055.

240. Гуцев Н.Д. Результаты сравнительных испытаний новых огнетушащих составов на модельных лесных пожарах / Н.Д. Гуцев, Н.В. Михайлова, И.Ю. Корчунова // Тр. Санкт-Петербургского НИИ лесного хозяйства. – 2013. – № 4. – С. 40-52.

241. Михайлова Н.В. Результаты лабораторных исследований свойств новых огнетушащих составов для борьбы с лесными пожарами / Н.В. Михайлова, Н.Д. Гуцев // Безопасность жизнедеятельности. – 2014. – № 4. – С. 33-39.

242. Казаков М.В. Применение поверхностно-активных веществ для тушения пожаров / М.В. Казаков. – М.:Стройиздат, 1977. – 80 с.
243. Моисеенко М.В. Влияние добавок высокомолекулярных соединений на огнетушащие и огнезащитные свойства воды М.В. Моисеенко, П.Ф. Дубков // Теоретические и экспериментальные вопросы пожаротушения: Сб.науч.тр – М.: ВНИИПО, 1982. – с.106-113.
244. Казаков М.В. Влияние добавок высокомолекулярных соединений на огнезащитные свойства воды. М.В. Казаков, В.М. Моисеенко, М.В. Одинец // Пожарная техника и тушение пожаров: Сб. науч. тр.- М.: ВНИИПО, 1981.- С.112-116.
245. Трофимов В.А. Рабочие жидкости систем гидропривода В.А.Трофимов, О.М. Яхно, А.П. Губарев, Р.И. Солонин – К.: НТУУ «КПИ», 2009.-184с.
246. Q. Ma, H. W. Ma, S. Yang, and X. Zhang (2016) Study on mechanical properties of sodium CMC stabilized soil. *New Building Materials*. Vol. 43 (12). Pp. 60–62.
247. C. A. Dove, F. F. Bradley, and S. V. Patwardhan (2016) Seaweed biopolymers as additives for unfired clay bricks. *Materials and Structures*. Vol. 49 (11). Pp. 4463–4482.
248. E. Quagliarini and S. Lenci (2010) The influence of natural stabilizers and natural fibres on the mechanical properties of ancient Roman adobe bricks. *Journal of Cultural Heritage*. Vol. 11 (3). Pp. 309–314.
249. W. J. Orts, A. Roa-Espinosa, R. E. Sojka et al (2007) Use of synthetic polymers and biopolymers for soil stabilization in agricultural, construction, and military applications. *Journal of Materials in Civil Engineering*. Vol. 19 (1). Pp. 58–66.
250. T. Heaton, C. Sammon, J. Ault, L. Black, and J. P. Forth (2014) Masonry units bound with waste vegetable oil—chemical analysis and evaluation of engineering properties. *Construction and Building Materials*. Vol. 64. Pp. 460–472.
251. R. Eires, A. Camões, and S. Jalali, (2014) Ancient materials and techniques to improve the earthen building durability. *Key Engineering Materials*, Vol. 634. Pp. 357–366.

252. H. Ma, Q. Ma Experimental Studies on the Mechanical Properties of Loess Stabilized with Sodium Carboxymethyl Cellulose (2019) *Advances in Materials Science and Engineering* Vol. 1. Pp.1-8.

253. Panova I., Khaydapova D., Ilyasov L., Umarova A., Yaroslavov A. (2020) Polyelectrolyte complexes based on natural macromolecules for chemical sand/soil stabilization. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. Vol. 590.

254. Zezin, A. (2020) Synthesis of Metal-Polymer Complexes and Functional Nanostructures in Films and Coatings of Interpolyelectrolyte Complexes. *Polymer Science, Series A*. Vol. 61 (6). Pp. 754-764.

255. Panova I., Khaydapova D., Ilyasov L., Kiushov A., Umarova A., Sybachin A., Yaroslavov A. (2020) Polyelectrolyte Complexes of Potassium Humates and Poly(diallyldimethylammonium chloride) for Fixing Sand Soil, *Polymer Science, Series B*. Vol. 61(6). Pp. 698-703.

256. Panova I., Drobyazko A., Spiridonov V., Sybachin A., Kydraliev K., Jorobekova Sh., Yaroslavov A. (2018) Humics-based interpolyelectrolyte complexes for anti-erosion protection of soil: Model investigation. *Land Degradation & Development* Vol. 30.

257. Panova I., Khaydapova D., Ilyasov L., Umarova A., Sybachin A., Yaroslavov A. (2019) Polyelectrolyte Complexes of Potassium Humates and Poly(diallyldimethylammonium chloride) for Fixing Sand Soil. *Polymer Science, Series B*.

258. Polymeric stabilizers for protection of soil and ground against wind and water erosion / A. B. Zezin, S. V. Mikheikin, V. B. Rogacheva et al. // *Advances in Colloid and Interface Science*. — 2015.

259. Zhdanova A.O., Volkov R.S., I.S.Voytkov, K.Yu.Osipov, G.V.Kuznetsov (2018) Suppression of forest fuel thermolysis by water mist. *International Journal of Heat and Mass Transfer*. Vol. 126, P. (A), Pp. 703-714.

260. L. A. Dombrovsky, S. Dembele J.X.Wen (2016) A simplified model for the shielding of fire thermal radiation by water mists. [International Journal of Heat and Mass Transfer](#). [Vol. 96](#). Pp. 199-209.

261. Щеглов П.П. Горіння і властивості горючих речовин. М, 1981.
262. Устянич Є.П. Теоретичні основи капсулювання дисперсних матеріалів. - вид-во Академія, Львів, 2008, 400 с.
263. Вогнегасні речовини: посібник – К.:Пожінформтехніка, 2004. – 176 с., Тарахно О.В. Фізико-хімічні основи використання води в пожежній справі / О.В. Тарахно, А.Я. Шаршнов. – Х., 2004. – 252 с.
264. Иванов В.А. Справочник по тушению природных пожаров/ В.А. Иванов, Г.А. Иванова, С.А. Москальченко //- 2-е изд., перераб. и доп. Красноярск, 2011. 130 с.
265. Состав для тушения лесных и растительных пожаров Патент ВУ 1885, МПК А 62D 1/00, С 09К 21/00, С 09К 21/02, 1997.
266. Ліхнівський Р.В. Загороджувальні смуги як спосіб локалізації пожеж у природних екосистемах / Р.В. Ліхнівський, М.В. Білошицький, В.О. Боровиков, С.В. Жартовський, М.І. Копильний, О.В. Корнієнко//– Науковий вісник: Цивільний захист та пожежна безпека. – 2016 – Т2, №2. – С. 55-59.
267. Ліхнівський Р.В. Експериментальне визначення впливу розведення розчинів вогнезахисних засобів на ефективність загороджувальних смуг / Р.В. Ліхнівський, М.В. Білошицький, С.В. Жартовський, М.І. Копильний, О.В. Корнієнко// – Науковий вісник: Цивільний захист та пожежна безпека. – 2017. – Т3, №1. – С.117- 122.
268. Борис О.П. Визначення ефективності загороджувальних смуг в локалізації низових пожеж у природних екосистемах / О.П. Борис, Р.В. Ліхнівський, О.В. Корнієнко, М.І. Копильний// – Науковий вісник: Цивільний захист та пожежна безпека. – 2018. – Т5, №1. – С.105- 110.
269. Saveliev, D. I. 2017 The Influence of the Consumption Rate and Drying Time of Gel-Forming Systems on their Fire Retardant Properties when Applied to Coniferous Forest Litter. Problemy Pozharnoy Bezopasnosti [Fire Safety Issues], 42: 115–120.
270. Савельев Д. И., Чиркина М. А. К вопросу изучения гелеобразующих огнетушащих составов при тушении лесных низовых пожаров Матеріали VIII

Міжнародної науково-практичної конференції: Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій: – Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, 2017. – С.176.

271. Liidakis S., Antonopoulos I., Kakardakis T. (2010) Evaluating the use of minerals as forest fire retardants *Fire Safety Journal* Vol. 45, № 2, Pp. 98-105.

272. Мигаленко К.І. Особливості розвитку пожеж на торф'яниках та торфозробках: автореф. дис.... канд. тех. наук: 21.06.01 Мигаленко Константин Іванович: Львівський державний університет безпеки життєдіяльності. – Львів. – 2015. – 22 с.

273. Способы и средства тушения лесных пожаров водой [Электронный ресурс] / Федеральное агентство лесного хозяйства – Режим доступа: <http://www.aviales.ru/default.aspx?textpage=120> (дата обращения 10.06.2018).

274. Богданова В. В. Огнегасящий эффект замедлителей горения в синтетических полимерах и природных горючих материалах // Химические проблемы создания новых материалов и технологий: сб. ст. / под ред. О.А. Ивашкевича. Минск: БГУ, 2003. Вып. 2. С. 344-375.

275. Богданова В. В., Кобец О. И. Влияние дисперсности частиц огнетушащего состава для торфа на его эффективность // Вес. НАН Беларусь Сер. хім. навук. 2001. № 2. С. 93-97.

276. Пат. 13269 Республика Беларусь, Композиция для приготовления огнезащитного состава для превентивной обработки лесных горючих материалов и предотвращения лесных пожаров / Богданова В.В., Кобец О.И., Лахвич В.В., заявитель патентообладатель Учреждение Белорусского государственного университета «Научно-исследовательский институт физико-химических проблем», № 20081158, опубл. 30.04.2010.

277. ТУ РБ 05568284.004-96 Состав огнезащитный химический «Метафосил» / Разработчики: Институт леса НАН Беларуси, НИИ ПФП и НИИ ФХП БГУ, 1996. 35 с. 78.

278. Патент ВУ 2149. Состав для профилактики, локализации лесных пожаров и/или борьбы с ними. МПК А 62D 1/00, С 09К 21/02, 1998.

279. Богданова В. В., Кобец О. И., Людко А. А. Огнезадерживающие свойства металлофосфатных суспензий на основе природного сырья // Химические реактивы, реагенты и процессы малотоннажной химии : сб. науч. тр. / под ред. В. Е. Богданова В. В., Кобец О. И., Людко А. А. Исследование огнезащитных и огнетушащих свойств суспензий ортофосфатов, полученных на основе природных минералов // Свиридовские чтения : сб. ст. Минск, 2013. Вып. 9. С. 28—36.

280. Богданова В.В., Кобец О.И. Огнезащитно-огнетушащий состав комплексного действия «Комплексил» для борьбы с лесными и торфяными пожарами Матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції: Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій: – Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, 2017. – С.176

281. Асеева Р. М., Серков Б. Б., Сивенкова А. Б. Горение древесины и ее пожароопасные свойства. М.: Акад. ГПС МЧС России, 2010.

282. Z.Tianwei, Z. Cunwei, L. Nao, H. Zhiyue (2020) Experimental investigation of novel dry liquids with aqueous potassium Solution $\text{Na}_2\text{O-SiO}_2$ for the suppression of liquid fuel fires: Preparation, application, and stability. Vol.115, Pp. 103-144.

283. Dolin V. Morphometric-mineralogical peculiarities of air dust pollution in the impact zone of Trypilska TPP / V. Dolin, O. Shcherbak, A. Samchuk, G. Pampukha // Geochemistry of Technogenesis – 2019. – №1 – Pp. 46-56.

284. Диденко П.И. Структурные особенности по данным масс-спектрометрии вторичных ионов // Поверхность. 2008. №7. С.83-86.

285. Fire retardant concentrates and methods for preparation thereof. Vandersall H. L. Пат. 4983326 США, 1988, МКИ А 62 D 1/00.

286. Method for the preparation of aqueous fire retarding concentrates. Vandersall H.L. Пат. 4971728 США, 1988, МКИ А 62.

287. А.с. 1544451 СССР, МКИ А 62 D 1 /00. Состав для борьбы с лесными пожарами с воздуха. / Арцыбашев У.С., Леонович А.А., Лорбербаум В.Г., Пирогова Т.Г., Седина И.Н., Васильева В.Н. - Оpubл. 23.02. 90. Бюл. N 7.

288. Fire suppressing concentrates. Richard E. Metz, Thomas I. Falkler. Пат. 4168239 США, 1979, А 62 D 1/00.

289. Мусабаева Б. Х. Применение интерполимерных комплексов в экологических целях /Б. Х. Мусабаева, А.Н. Кливенко, Ж.С. Касымова, Л. К. Оразжанова // Каз. хим. ж. – 2018. – № 4. – С. 187-204.

290. Миронцева В.В., Микрюкова О.Н., Бокова К.С., Коваленко Г.М., Бокова Е.С. Огнезащитная обработка хлопчатобумажных тканей композициями, содержащими полимер-полимерные комплексы // Научно-методический электронный журнал «Концепт». – 2016. – Т. 3. – С. 96-100.

291. Применение водорастворимых полимеров для снижения гидравлического сопротивления трения / Т. И. Яснюк, Е.А. Вязкова, Е. Ю. Анисимова и др.// Вестник Евразийской науки, 2018. №3, Том 10.

292. Гринчишин Н. М., Порошенко С. С. Фітотоксичність ґрунту, забрудненого розчинами піноутворювачів для гасіння пожеж. Науковий вісник НЛТУ України. 2017. Вип. 27(6). С. 77–80.

293. Безродный И.Ф. Экология пожаротушения – пока это только слова. Пожаровзрывобезопасность. – 2013. – Т.22, –№ 6. С. 85 - 90.

294. Гринчишин Н. М., Порошенко С. С. Фітотоксичність ґрунту, забрудненого розчинами піноутворювачів для гасіння пожеж. Науковий вісник НЛТУ України. 2017. Вип. 27(6). С. 77–80.

295. Regulation (EC) № 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18.12.2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC. OJ L 396, 30.12.2006, p. 1–849.

296. EU Pesticides database // European Commission. URL: <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-atabase/public/event=homepage&language=EN>.

297. Material Safety Data Sheet Listing // Sciencelab. URL: <http://www.sciencelab.com/msdsList.php>.

298. Explore chemistry. PubChem database // National Center for Biotechnology Information. URL: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>.
299. Search for Chemicals. Database // European Chemicals Agency. URL: <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals>.
300. Pletnev M. (2001). Chemistry of surfactants. *Studies in Interface Science, 132001*, Pp. 1-97.
301. Luab Y., Wang T., Pang M., & Tian Z. (2018). Preparation and High Temperature Resistance of a Novel Aqueous Foam for Fire Extinguishing. *Procedia Engineering, 211*, 514-520.
302. Taysumov Kh. A. (2018). The composition of heat-resistant foam for the prevention and extinguishing of fires. *International Journal of Applied and Basic Research, (2)*, Pp. 49-52.
303. UNEP-POPS-PFOS] (n.d.). Retrieved from <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/cl-invento-rydatabase>.
304. European Chemical Agency [UNEP-POPS-PFOS] (n.d.). Retrieved from <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/cl-invento-rydatabase>.
305. Дадашов И.Ф. Пути повышения экологических характеристик средств тушения горючих жидкостей / И.Ф. Дадашов, А.А. Киреев, К.В. Жерноклев // Научно-технический журнал «Техногенно – екологічна безпека» – 2017. – № 1. – С. 39–43.
306. Hill C., Czajka A., Hazell G., Grillo I., & Eastoe, J. (2018). Surface and bulk properties of surfactants used in firefighting *Journal of Colloid and Interface Science, 53015*, 686-694.
307. Щербань Н. Г. Биохимические механизмы нарушений в организме теплокровных под воздействием химических соединений / Н. Г. Щербань // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. Х.: Технологический центр. – 2012. – № 5/6 (59). – С. 29–33.
308. Иванов В.А. Справочник по тушению природных пожаров/ В.А. Иванов, Г.А. Иванова, С.А. Москальченко //- 2-изд., перераб. и доп. Красноярск, 2011. 130 с.

309. Симоненко А.П. Решение проблем экологии и техногенно-экологической безопасности путем применения гидродинамически активных композиций / А.П. Симоненко, П.В. Асланов, А.Ю. Собко, С.А. Фоменко // Вестник Донецкого национального университета. Серия Г: Техн. науки. – 2017. – №1. – С. 81-102.

310. Проблемы экологии и техногенно - экологической безопасности [Текст]: Монография / Под общ. ред. д.т.н., проф. Ступина А. Б. - Донецк: ДонНУ, 2010. - 503 с.

311. Симоненко А. П. Перспективы практического применения эффекта Томса в гидравлических системах при чрезвычайных ситуациях / А. П.Симоненко // Збірник наукових праць СНУЯЕтаП. Екологічна безпека. – Севастополь, 2012. – Вип. 4 (44). – С. 232-241.

312. Ступин А. Б. Гидродинамически - активные композиции в энергосбережении и экологии / Ступин А. Б., Симоненко А. П., Асланов П. В. – Донецк: ДонГУ, 2001. – 173 с.

313. Ступин А. Б. Гидродинамически - активные композиции в пожаротушении / Ступин А. Б., Симоненко А. П., Асланов П. В., Быковская Н.В. – Донецк: ДонГУ, 1999. – 240 с.

314. Симоненко А. П. Водорастворимые брикеты на основе высокомолекулярного полиэтиленоксида и перспективы их практического применения в энергосбережении и экологии / А. П. Симоненко // Збірник наукових праць СНУЯЕтаП. Екологічна безпека. – Севастополь, 2012. – Вип. 3 (43). – С. 100-108.

315. Ступин А. Б. Повышение эффективности работы систем пожаротушения, канализации и аварийной откачки сточных вод / А. Б. Ступин [и др.] // Проблемы экологии и техногенно-экологической безопасности. – Донецк, 2010. – Разд. 5. – С. 140-200.

316. Пилипенко В.Н. Влияние добавок на пристенные турбулентные течения / В.Н.Пилепенко // Итоги науки и техн. ВИНТИ. Мех.жидкости и газа. – 1980. – Т.15. – С.156–257.

317. Основные закономерности эффекта Томса и влияние различных факторов на его величину / А. П. Симоненко [и др.] // Вестник Автомобильно-дорожного института ДонНТУ. – 2016. – № 2 (19). – С. 66-73.

318. Симоненко А.П. Перспективы применения эффекта Томса для повышения эффективности работы гидравлических систем гидротранспорта сыпучих материалов, канализации и отведения сточных вод/ А.П. Симоненко, И.А. Артемова // Вестник ДонНУ. Сер. Г: Технические науки. – 2018. – № 4. - С. 94-111.

319. Хойт Д. У. Влияние добавок на сопротивление трения в жидкости / Д. У. Хойт // Труды американского общества инженеров-механиков. Серия D: Теоретические основы инженерных расчётов. – 1971. – № 2. – С. 1-31.

320. Валиев М. И., Жолобов В. В., Тарновский Е. И. К вопросу о механизме действия высокомолекулярных полимерных противотурбулентных присадок // Наука и технологии трубопроводного транспорта нефти и нефтепродуктов. 2013. №3(11). С. 18-26.

321. Орлов О.П. Физическая природа явления уменьшения сопротивления трения в слабых водных растворах полимеров. // Труды Крыловского государственного науч. Центра, 2016., В 92 С. 59-91.

322. Неронова И. А. Деструкция полиэксиэтилена и её связь со снижением сопротивления трения в турбулентном потоке / И. А.Неронова // Механика турбулентных потоков: сборник. – Москва, 1980. – С. 364-368.

323. Singh R.P. Characteristics of sopolymer – polymer, polymer – fibre combinations and grafted polymers as drag reducing agents and their industrial applications / R.P. Singh, P. Chang, G.V. Reddy, etc. // Drag Reduct. 3rd Int. Conf. / Robert H. J. Sellin, R. T. Moses – Bristol: University of Bristol, 1984. - P. D4/1-D4/5.

324. Liberman M.W. Shear – induced structure formation in solutions of drag reducing polymers / M.W. Liberman, E.J. Pollauf, A.J.J. McHungh // Non – Newton. Fluid Mech, 2003.- Vol.113.- №2 – 3. -P.193 – 208.

325. Velencoso, M., Battig, A., Markwart, C., Schartel, B., Wurm, R. Molecular Firefighting – How Modern Phosphorus Chemistry Can Help Solve the Challenge of

Flame Retardancy. Angewandte Chemie International Edition. Vol.57, N. 33. Pp.10450-10467.

326. Асеева Р.М., Сербов Б.Б., Сивенков А.Б. Горение и пожарная опасность древесины // Пожаровзрывобезопасность. – 2012. – Т. 12, №1. С. 19-32.

327. Магльована Т. В. Використання адсорбції полімерних антисептиків для підвищення протипожежного захисту вогнезахищеної деревини / Т. В. Магльована, А. К. Трохимчук, Г. І. Баранова // Пожежна безпека: теорія і практика. – 2008. – № 2. – С. 35 – 37.

328. Магльована Т. В. Дослідження показника в'язкості водних розчинів полімерної речовини полігексаметиленгуанідин хлориду /Т. В. Магльована, В. М. Кришталь, Т. Ю. Нижник // Пожежна безпека: теорія і практика. – 2010. – № 6. – С. 77-81.

329. Маглевая Т. В. Влияние поверхностно-активных веществ гуанидинового ряда на смачиваемость сыпучих материалов / Т. В. Маглевая, В. В. Володина // Матеріали регіональної науково-практичної конференції «Екологічні проблеми паливно-енергетичного комплексу», 17-18 травня 2017 р. – Покровськ, 2017. – С. 14-16.

330. Купцов А.Х. Фурье-спектры комбинационного рассеивания и инфракрасного поглощения полимеров. А.Х. Купцов, Г.Н. Жижин. М.: Физматлит, 2001.656с.

331. Корольченко А. Я. Процессы горения и взрыва /А. Я. Корольченко/ М.: Пожнаука, 2007. 266 с.

332. Маглевая Т. В. Исследование свойств химически модифицированной древесины методом инфракрасной спектроскопии с Фурье преобразованием /Т. В. Маглевая, И. О. Ножко, Е. Б. Андрианова и др. // Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» м. Черкаси, 2017. – С. 212-213.

333. Каганюк Д.С. Полуэмпирический метод расчета ряда физико-химических параметров. Д.С. Каганюк, В.М. Жартовский. Монография. К.: ИПЦ «Киевский университет», 2006. 273с.

334. Merino L., Caballero F., Martínez-de-Dios J. R., Maza I., Ollero A. An unmanned aircraft system for automatic forest fire monitoring and measurement// *Journal of Intelligent and Robotic Systems*. — 2012. — Vol. 65, Issue 1-4. — P. 533–548.

335. Cary G. J., Davies I. D., Bradstock R. A., Keane R. E., Flannigan M. D. Importance of fuel treatment for limiting moderate-to-high intensity fire: findings from comparative fire modelling // *Landscape Ecology*. — 2017. — Vol. 32, Issue 7. — P. 1473–1483.

336. Копылов Н.П., Москвин Е.А., Федоткин Д.В., Стрижак П.А. Влияние вязкости огнетушащего раствора на эффективность тушения лесных пожаров с помощью авиации // *Лесотехнический журнал*. – 2016. – Т.6, №4(24). – С.62-67.

337. Копылов Н.П., Хасанов И.Р., Кузнецов А.Е., Федоткин Д.В., Москвин Е.А., Стрижак П.А., Карпов В.Н. Оптимизация выбора добавок к воде при тушении лесных пожаров с помощью авиации // *Пожарная безопасность*. – 2016. – №4. – С.48-50.

338. Магльована Т. В. Фізико-хімічні властивості водних вогнегасних речовин на основі полігексаметиленгуанідину /Т. В. Магльована // *Пожарна безпека: теорія і практика*. – 2014. – № 17. –С. 67-72.

339. Нижник Т.Ю. О гидродинамической активности обеззараживающего реагента на основе полигексаметиленгуанидин гидрохлорида / Т. Ю. Нижник, А. И. Баранова, Т. В. Маглевая, С. В. Жартовский, Т. В. Стрикаленко // *Водопостачання та водовідведення–2019.–№ 3.–С. 53-57*.

340. Маглевая Т. В., Пасека Л.Ю. Исследование огнетушащих свойств водных растворов полимерных катионных поверхностно-активных веществ гуанидинового ряда // *Сборник материалов международной научно-практической конференции «Чрезвычайные ситуации: теория, практика», Гомель, 2011 г., с.273-274*.

341. Магльована Т. В. Використання гуанідинових полімерів для поліпшення вогнегасних властивостей води / Т. В. Магльована, В. М. Кришталь // *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Природничі науки та їх застосування в діяльності служби цивільного захисту», 8 жовтня 2010 р. – Черкаси,*

2010. – С. 31.

342. Маглевана Т. В. Огнетушащие свойства водных растворов поверхностно-активных веществ гуанидиновых полимеров / Т.В. Маглевана// II Міжнародна науково-практична конференція Пожежна безпека: теорія і практика, 12 жовтня 2012 р. – Черкаси, 2012. – С. 35.

343. Магльована Т. В. Вогнегасні властивості водних розчинів полігексаметиленгуанідин гідрохлориду в залежності від молекулярної маси полімеру /Т.В. Магльована // III Міжнародна науково-практична конференція Надзвичайні ситуації: безпека та захист, 4–5 жовтня 2013 р. – Черкаси, 2013. – С. 14.

344. Магльована Т. В. Вогнегасні властивості водних розчинів полігексаметиленгуанідин фосфату / Т. В. Магльована, // IV Міжнародна науково-практична конференція «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій», 6-7 грудня 2013 р. – Черкаси, 2013. – С. 230.

345. Tsukahara T. PIV and DNS analyses of viscoelastic turbulent flows behind a rectangular orifice / T. Tsukahara, M. Motozawa, D. Tsurumi, Y. Kawaguchi. // International Journal of Heat and Fluid Flow. – 2013, V. 41. - P. 66-79.

346. Xi, L. (2019). Turbulent drag reduction by polymer additives: Fundamentals and recent advances. *Physics of Fluids*, 31 (12), 121302. doi: <https://doi.org/10.1063/1.5129619>

347. Voulgaropoulos, V., Zadrazil, I., Brun, N. Le, Bismarck, A. and Markides, C. N. (2019) On the link between experimentally-measured turbulence quantities and polymer-induced drag reduction in pipe flows, *AIChE J.* 65, 16662.

348. Zhu, L., Bai, X., Krushelnycky, E. and Xi, L. (2019) Transient dynamics of turbulence growth and bursting: effects of drag-reducing polymers, *J. Non-Newton. Fluid Mech*, 266, 127–142.

349. Zhu, L., Schrobsdorff, H., Schneider, T. and Xi, L. (2018) Distinct transition in flow statistics and vortex dynamics between low- and high-extent turbulent drag reduction in polymer fluids, *J. Non-Newtonian Fluid Mech.* 262, 115–130.

350. Нижник Т.Ю. О гидродинамической активности обеззараживающего реагента на основе полигексаметиленгуанидин гидрохлорида / Т. Ю. Нижник, А. И.

Баранова, Т. В. Маглевая, С. В. Жартовский, Т. В. Стрикаленко // *World Science* – 2019. – №4(44) – Vol. 1 – С. 11-15.

351. Maglyovana T. The use of biochid polymeric reagents for the discharge of drinking water in conditions of emergency situations / T. Maglyovana, T. Nizhnik // *Sciences of Europe*. – Vol. 1. – № 34. – 2018. – Pp. 37 – 41.

352. Магльована Т. В. Підвищення вогнегасних властивостей води, шляхом введення водорозчинних полімерних поверхнево-активних речовин / Т.В. Магльована, І.О. Ножко // V Міжнародна науково-практична конференція «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій», Черкаси, 2014. - С.246.

353. Магльована Т. В. Фізико-хімічні властивості водних вогнегасних речовин на основі полігексаметиленгуанідингідрохлориду /Т. В. Магльована, Д. О. Кришталь, Л. В. Лукашенко, І. О. Ножко // Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» м. Черкаси, 2016. – С. 224-226.

354. Нижник Т.Ю. О снижении гидродинамического сопротивления в водопроводной сети реагентами на основе ПППГ-ГХ / Т. Ю. Нижник, А. И. Баранова, Т. В. Маглевая, С. В. Жартовский, Т. В. Стрикаленко // Збірник тез доповідей Міжнародного Конгресу «ЕТЕВК-2019», 10-14 червня 2019 р. – м. Чорноморськ, 2019. – С. 159 – 164.

355. Образцов В.Б. Ингибиторні властивості похідних полігексаметиленгуанідину / В.Б. Образцов, Є.Д.Рубльова, Н.В. Аміруллоєва // Вісник Східноукраїнського національного у-ту – 2013.- №13. – С.18-25.

356. Антикоррозионные свойства обеззараживающих реагентов на основе полигексаметиленгуанидина гидрохлорида / Воинцева И. И., Нижник Т. Ю., Стрикаленко Т. В., Баранова А.И. // *Вода: химия и экология*. 2018. № 10-12. С. 99-108.

357. Нижник В.В. Асоціація іонів металів з водорозчинним полігексаметиленгуанідином солянокислим / В.В. Нижник, Т.Ю.Нижник, М.Л Малишева та ін.// Реагенты комплексного действия на основе гуанидиновых

полимеров. - Вып.3. –К.: 2006.-С. 52-59.

358. Сізіков О.О. Ніжник В.В, Гутник О.П. Вплив деяких добавок води на дисперсність її розпилення // Міжнародна науково-практична конференція Пожежна безпека: теорія і практика, Черкаси, 7 жовтня 2011р. с.145-147.

359. Loosmore G., Cederwall R. (2004) Precipitation scavenging of atmospheric aerosols for emergency response applications: testing an updated model with new real-time data. *Atmospheric Environment*. № 38. Pp. 993–1003.

360. Композиція для гасіння лісових пожеж та зменшення пилоутворення: пат. на корисну модель 138573 UA/ Т. В. Магльована, В. В. Долін.– № у 201901968; заявл. 27.02.2019; опубл. 10.12.2019, Бюл. № 23. Спосіб гасіння лісових пожеж: пат. на корисну модель 136998 UA/ Т. В. Магльована, В. В. Долін.– № у 201902569; заявл. 18.03.2019; опубл. 25.09.2019, Бюл. №18

361. Жартовський С.В. Водна вогнегасна речовини ФСГ-2, як засіб пилеподавлення/ С.В.Жартовський // Горноспасательное дело. – 2012. – Вып. 49. – С. 148–157.

362. Gallagher, M., Fontan, J., Wyers, P., Ruijgrok, W., Duyzer, J., Hummelsjoj, P., Pilegaard, K., Fowler, D., 1999. Biosphere–Atmosphere exchange of pollutants and trace substances, *Atmospheric Particles and their Interactions with Natural Surfaces*, Springer, Berlin, 1999.

363. Müller, H., Prohl, G., 1993. A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. *Health Physics* 64 (3), 232–252.

364. Baklanov, B., Sorensen, J.H., 2001. Parameterisation of radionuclides deposition in atmospheric long-range transport modelling. *Physics and Chemistry of the Earth B* 26 (10),787–799.

365. Thykier-Nielsen, S., Deme, S., Mikkelsen, T., 1999. Description of the atmospheric dispersion module RIMPUFF. Technical Report RODOS(WG2)-TN (98)-02, Forschungszentrum Karlsruhe GMBH, 1999.

366. Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L., 2002. Modelling transport and deposition of caesium and iodine from the Chernobyl accident using the DREAM model. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2, 397–417.

367. Hanna, S.R., Gifford, F.A., Yamartino, R.J., 1991. Long-range radioactive plume transport simulation model/code. Phase I. Technical report, USNRC Division of Contracts and Property Management, 1991.

368. Maryon, R.H., Smith, F.B., Conwy, B.J., Goddard, D.M., 1992. The UK nuclear accident response model (NAME). *Progress in Nuclear Energy* 26 (2), 85–104.

369. Klug, W., Graziani, G., Grippa, G., Pierce, D., Tassone, C., 1992. Evaluation of long range atmospheric transport models using environmental radioactivity data from the Chernobyl accident: the ATMES report. Technical report, Elsevier Applied Science, 1992.

370. Slinn, S.A., Slinne, W.G.N., 1980. Prediction for particle deposition on natural waters. *Atmospheric Environment* 14, 1013–1016.

371. Sehmel, G.A., 1980. Particle and gas deposition: a review. *Atmospheric Environment* 14, 983–1011.

372. Haas, H., Memmesheimer, M./., Geiss, H., Jacobs, H.J., Laube, M., Ebel, A., 1990. Simulation of the Chernobyl radioactive cloud over Europe using the EURAD model. *Atmospheric Environment* 24A (3), 673–692.

373. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. — 3-е изд. перераб. и доп.—М.: Энергоатомиздат, 1987. — 192с.

374. Азаров С.І., Шевченко Р.І., Щербак С.С. Моделі процесів виникнення та поширення лісових пожеж зі складними радіаційними умовами формування пожежного навантаження. / Сборник научных трудов. Проблемы пожарной безопасности. 2019. Вып. 46. С. 206-216.

375. Hao, W. M. *et al.* Cesium emissions from laboratory fires. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 68, 1211–1223 (2018).

376. Cascio W.E. (2018) [Wildland fire smoke and human health](#). *Sci Total Environ.* Vol. 15 (624) Pp.586-595.

377. Liu J.C., Pereira G., Uhl S.A., Bravo M.A., Bell M.L. (2015) [A systematic review of the physical health impacts from non-occupational exposure to wildfire smoke](#). *Environ Res.* Vol. 136 Pp. 120-32.

378. Air Quality Management in the United States. (National Research Council: Committee on Air Quality Management in the United States, Board on Environmental Studies and Toxicology, Board on Atmospheric Sciences and Climate, Division on Earth and Life Studies). Washington DC: The National Academies Press, 2004. DOI: <https://doi.org/10.17226/10728>

379. Shi H, Jiang Z, Zhao B, et al. (2019) Modeling Study of the Air Quality Impact of Record-Breaking Southern California Wildfires in December 2017. *J Geophys Res Atmos.* Vol. 124 (12) Pp. 6554-6570.

380. Aguilera R., Gershunov A., Ilango S.D., Guzman-Morales J., Benmarhnia T. (2020) Santa Ana Winds of Southern California With and Without Smoke From Wildfires. *Geohealth.* Vol. 4(1).

381. Вредные химические вещества. Неорганические соединения / Под. об. ред. В.А. Филова. – Л.: Химия, 1988. – 512 с.

382. Kashparov V., Levchuk S, Khomutynyn Yu., Morozova V., Znurba M. Report of UIAR. Chernobyl: 30 Years of Radioactive Contamination Legacy: UIAR of NUBiP of Ukraine, commissioned by Greenpeace Belgium, Kiev, 2016, 59 p.

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

384. Health risks from low – level environment exposure to radionuclides. Radionuclide specific lifetime radiogenic cancer risk coefficients for the US population, based on age – dependent intake, dosimetry and risk models: Federal Guidance Report № 13, Part 1. Document ERA 402-R-97-014/ORNI, Car-Ridge US ERA. – Washington DC, 1998. – 421 p.

385. Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides, Federal Guidance Report 13, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 402-R-99-001, September 1999.

386. Азаров С. І. Радіаційні та екологічні наслідки пожеж у Чорнобильській зоні відчуження / С. І. Азаров В. Л. , Сидоренко, О. С. Задунай // *Ядерна енергетика та довкілля,* № 2 (10), 2017. – С. 26-34.

387. Голдаммер Й. Передовой опыт борьбы с природными пожарами на загрязненных территориях и рекомендации по безопасности пожарных при пожарах на территориях с радиоактивным загрязнением / Й. Голдаммер, В. Кашпаров, С. Зибцев, С. Робинсон // Глобальный центр мониторинга пожаров (GFMC). — Фрайбург, Базель, Киев, 2015. — 59 с

388. Paliouris, G., Taylor, H. W., Wein, R. W., Svoboda, J. & Mierzynski, B. Fire As an Agent in Redistributing Fallout Cs-137 in the Canadian Boreal Forest. *Sci. Total Environ.* 160–61, 153–166 (1995)

389. Amiro, B. D., Sheppard, S. C., Johnston, F. L., Evenden, W. G. & Harris, D. R. Burning radionuclide question: What happens to iodine, cesium and chlorine in biomass fires? *Sci. Total Environ.* 187, 93–103 (1996).

390. Horrill, A. D., Kennedy, V. H., Paterson, I. S. & McGowan, G. M. The effect of heather burning on the transfer of radiocaesium to smoke and the solubility of radiocaesium associated with different types of heather ash. *J. Environ. Radioact.* 29, 1–10 (1995).

391. Piga, D. Processus engagés dans la rémanence, au niveau du compartiment atmosphérique, des radionucléides artificiels antérieurement déposés. (2010).

392. Застосування гуанідинових полімерів для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень: пат. на корисну модель 137115 UA/ Т. В. Магльована, В.В. Долін.— № у 201901513; заявл.15.02.2019; опубл. 10.10.2019, Бюл. №19.

393. Спосіб гасіння лісових пожеж: пат. на корисну модель 136998 UA/ Т. В. Магльована, В. В. Долін.— № у 201902569; заявл. 18.03.2019; опубл. 25.09.2019, Бюл. №18.

394. Маглевая Т. В. Применение гуанидиновых полимеров для специальной обработки по обеззараживанию и дезинфекции различных поверхностей при чрезвычайных ситуациях /Т.В. Маглевая, Т.Ю. Нижник// Science progress in European countries: new concepts and modern solutions: Papers of the 4th International Scientific Conference, 28 December 2018.— Stuttgart, 2018. — Pp. 659-661 (ISBN 978-3-944375-22-9

395. Maglyovana T. Improving the efficacy of anti-epidemic activities under

emergency situations with use guanidine disinfectants / Т. Maglyovana, Т. Nizhnik // First International conference of European Academy of Science, November 20-28, 2018. – Bonn, 2018. – Pp. 94 (ISBN 9781792197710).

396. Магльована Т. В. Обґрунтування використання полімерного біоцидного реагента «Акватон-10» в умовах надзвичайних ситуацій / Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник // Матеріали XI Міжнародної науково-практичної конференції «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» – Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, м. Черкаси 9-10 квітня 2020. – С. 173-175.

397. Исидоров В.А. Органическая химия атмосферы 3-е изд. — Санкт-Петербург: Химиздат, 2001. — 352 с. — ISBN 5-93808-018-5.

398. Процак В. П. Оцінка динаміки виносу радіонуклідів за межі зони відчуження повітряним шляхом під час пожежі 02–20.04. 2020 р. / В. П. Процак, О. В. Войцехович, Г. В. Лаптев // Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України. — Режим доступу: <https://uhmi.org.ua/msg/fire2020/analytical.pdf>.

399. WHO. Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami. *WHO* (2012)

400. Atmospheric Dispersion in Nuclear Power Plant Siting. Safety series No. 50-SG-S3. Vienna: IAEA, 1980. 94 p.

401. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. — 4-е изд. перераб. и доп.—М.: Энергоатомиздат, 1991. — 352с

402. Щербов Б. Л. Лесные пожары как геохимическая угроза / Б. Л. Щербов // Наука из первых рук – 2011. - Т.39. - №3. - С.120-127.

403. Магльована Т. В. Адсорбція йонів важких металів та радіонуклідів модифікованими бентонітами Дашуківського родовища / Т. В. Магльована // Надзвичайні ситуації: безпека та захист: Матеріали X Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю. – Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, м. Черкаси 29-30 жовтня 2020. – С.172-173.

404. Магльована Т. В. Супрамолекулярний сорбент для екологічного моніторингу та групового визначення важких металів в природних водах / Т. В. Магльована // Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки: збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції, 4 грудня 2015 р. – Харків, 2015. – С. 166 – 168.

405. Магльована Т. В. Створення нових сорбентів для екологічного моніторингу та аналітичного визначення реагентів // III Міжнародна конференція «Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення», 19-22 травня 2015 р. – Київ, 2015. – С. 110.

406. Trofimchuk A.K. Development of the analytical form of reagents on the basis of silica gel impregnated with polyhexamethyleneguanidine chloride / A.K. Trofimchuk, T. V. Maglyovana, V. N. Leshechenko // *Polish Chemistry Journal*. – Vol. 3, № 10 (82). – 2008. – Pp. 453 – 459

407. . Магльована Т. В. Отримання сорбентів для системи комплексного екологічного моніторингу важких металів у стічних водах /Т.В. Магльована // Вісник Кременчуцького національного університету ім. М. Остроградського. – 2017. – №1, вип. 102. – С. 129-134

408. Pathak P.N. Kinetics and thermodynamics of uranium(VI) sorption on hydrous silica / P.N. Pathak, R. Choppin Gregory // *Radiochimica Acta*. – 2007. – Vol. 95. – 9. – P. 507 – 512.

409. Сорбат для одержання аналітичної форми реагенту, способи одержання сорбату та аналітичної форми реагенту: пат. на винахід 81830 UA/ А.К. Трохимчук, Т. В. Магльована, Г.І. Баранова – № а 200602495; заявл. 07.03.2006; опубл. 11.02.2008, Бюл. № 3.

410. Магльована Т. В. Створення нових сорбентів на основі силікагелю імпрегнованого полігексаметиленгуанідином /Т. В. Магльована, І. М. Шкода, В. М. Лещенко // Збірка тез доповідей Дев'ятої Всеукраїнської конференції студентів та аспірантів «Сучасні проблеми хімії», 15-16 травня 2008 р. – Київ, 2008. – С. 35.

411. Тарасов П.А., Гайдукова А.Ф., Иванов В.А. Послепожарные изменения гидротермических параметров почв балгазынского бора и проблема его восстановления . *Хвойные бореальной зоны*. 2013. Т. XXXI. № 5-6. С. 15-21.

412. Буц Ю. В. Рекомендації щодо забезпечення екологічної безпеки при відновленні екосистем після пожежі / Ю. В. Буц, О. В. Крайнюк, Н. В. Діденко, В. В. Барбашин // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна серія «Екологія» - 2020. - Вип. 23 – С.41-49.

413. Магльована Т. В. Адсорбція йонів важких металів природними та модифікованими бентонітами Черкаського родовища /Т.В. Магльована, Л.Б.Ящук // II Міжнародна науково-практична конференція м. Львів, 2015. - С.102-103.

414. Ящук Л. Б. Використання методу ультразвукової обробки проби ґрунту для визначення важких металів / Л. Б. Ящук, Т. В. Магльована // Materials of Anternational scientific and practical conference “Respective trends in scientific research – 2015” Volume 2. – October, 17-22, 2015. Bratislava, Slovak Republic. – Pp. 97-98.

415. Марієвський В. Ф. Ефективні дезінфектанти як важлива складова попередження епідемічних ускладнень внаслідок надзвичайних ситуацій, викликаних повеннями /В. Ф. Марієвський, Т. В. Стрикаленко, Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник // Пожежна безпека: теорія і практика. – 2011. – № 9. – С. 88 – 92.

416. Магльована Т. В. Використання дезінфікуючих препаратів на основі похідних гуанідину в умовах надзвичайних ситуацій /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2013.– № 15.– С.104-109.

417. Maglyovana T. Application of polyalkylenguanidine disinfectants for improving the effectiveness of anti-epidemic measures in emergency situations /T. Maglyovana, T. Nizhnik // *Kwartalnik Policyjny*. – 2018. – № 2 (45). – Pp. 50 – 54.

418. Мариевский В. Ф. Методические и эколого-гигиенические аспекты анализа безопасности воды при использовании некоторых реагентов для ее обеззараживания / В. Ф. Мариевский, А. И. Баранова, Ю. В. Нижник, Т. В. Стрикаленко, Т. В. Маглеваная, Т. Ю. Нижник // *Вода: химия и экология*. – 2011. – № 4. – С. 58-65.

419. Жартовський В. М. Виробництво питної води в умовах надзвичайних ситуацій з використанням гуанідинових флокулянтів / В. М. Жартовський, А. К. Трохимчук, Т. В. Магльована, Г. І. Баранова // Пожежна безпека: теорія і практика.–2010.–№5. – С. 56 - 60.

420. Магльована Т. В. Підвищення ефективності очищення шахтних вод з використанням гуанідинових флокулянтів /Т. В. Магльована, О. Л. Зав'ялова, В. К. Костенко // *Вісті Донецького гірничого інституту*: — Покровськ: ДВНЗ «ДонНТУ». – 2017. – № 1 (40). – С. 176 - 182.

421. Магльована Т. В. Використання полімерних біоцидних флокулянтів в технології водопідготовки / Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник // Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Актуальні проблеми технічних та природних наук у забезпеченні цивільного захисту», 6-7 квітня 2010 р. – Черкаси, 2010. – С. 119.

422. Магльована Т. В. Використання речовин гуанідинового ряду для організації життєзабезпечення населення в умовах надзвичайних ситуацій /Т.В. Магльована // IV Міжнародна науково-практична конференція «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій», 7-8 грудня 2013 р. – Черкаси, 2013. – С. 199 – 200.

423. Маглевая Т. В. Полиалкиленгуанидины как перспективные средства для обеспечения эпидемиологического благополучия населения в условиях чрезвычайных ситуаций /Т. В. Маглевая // Сборник материалов международной научно-практической конференции «Чрезвычайные ситуации: теория, практика, инновации», 19-20 мая 2016 г.– Гомель, 2016. – С. 388 – 400.

424. Магльована Т. В. Організація водопостачання з використанням полімерного біоцидного реагента в умовах надзвичайних ситуацій / Т. В. Магльована, Т. Ю.Нижник, І. О. Ножко // Сучасний стан цивільного захисту України та перспективи розвитку: Матеріали 20 Всеукраїнської науково-практичної конференції, 9-10 жовтня 2018 р. – Київ, 2018. – С. 275-278.

425. Марієвський В.Ф. Еколого-гігієнічні проблеми безпеки води при її знезаражуванні / В.Ф. Марієвський, Г.І. Баранова, Т.В. Стрікаленко,

Т. В. Магльована, Т.Ю. Нижник // Збірка доповідей Міжнародного Конгресу «ЕТЕВК-2011», 6-10 червня 2011 р. – Ялта, 2011. – С. 124 – 128.

426. Маглевая Т. В. Влияние реагента «Акватон-10» на определение показателя химического потребления кислорода / Т.В. Маглевая // Матеріали ІІІ науково-практичної конференції «Вода в харчовій промисловості», 29-30 березня 2012 р. – Одеса, 2012. – С. 64 – 65.

427. Магльована Т. В. Спектрофотометричне визначення концентрації поверхнево-активних речовин /Т. В. Магльована // Пожежна безпека: теорія і практика.–2009. – № 4. – С.75-79.

428. Трохимчук А. К., Магльована Т. В., Баранова Г.І., Нижник Т.Ю. Підсумки конкурсу «ВИНАХІД — 2010» Здорове, безпечне, достойне життя. Спосіб визначення концентрації полігексаметиленгуанідину у воді та набір для цього способу № патенту: 83673. Правова охорона інтелектуальної власності. Наука та інновації. - 2011. - Т. 7. - № 4. - С. 30 — 31.

429. Спосіб визначення концентрації полігексаметиленгуанідину у воді та набір для цього способу: пат. на винахід 83673 UA/ А. К. Трохимчук, Т.В. Магльована, Г.І. Баранова, Т.Ю. Нижник– № а 200602496; заявл. 07.03.2006; опубл. 11.08.2008, Бюл. № 15.

430. Маглевая Т. В. Определение концентрации полигексаметиленгуанидин гидрохлорида /Т.В. Маглевая, А.И. Баранова // Збірник тез доповідей Х Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів «Вода в харчовій промисловості». 21-22 березня 2019р., Одеса, ОНАХТ.- Одеса: ОНАХТ, 2019. – С. 109.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

Список опублікованих праць за темою дисертації

Монографії

1. **Магльована Т. В.** Екологічні аспекти використання гуанідинових полімерів в умовах надзвичайних ситуацій: [Монографія] Видання друге/ Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник, С. В. Жартовський – Черкаси: видавець ФОП Гордієнко Є.І., 2017–210 с. (ISBN 978-966-9730-54-1).

Статті у наукових періодичних виданнях інших держав та виданнях, які індексуються наукометричними базами даних Scopus та Web of Science

2. **Maglyovana T.** Improving the efficiency of water fire extinguishing systems operation by using guanidine polymers / T. Maglyovana, T. Nyzhnyk, S. Stas, D. Kolesnikov, T. Strikalenko // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies* – 2020. – №1/10(103). Pp.20-25 (*Scopus, CrossRef, American Chemical Society, Index Copernicus, WorldCat, ResearchBib, Ulrich's Periodicals Directory, [Polska Bibliografia Naukowa \(PBN\)](#), BASE, MIAR, CNKI*).

3. Zhartovsky S. Rationale of use guanidine surfactants for fire extinguishing in natural ecosystems / S. Zhartovsky, **T. Maglyovana** // *Journal Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu* – 2020. – №4 Pp.124-129. (*Scopus, Index Copernicus, Master List*)

4. Trofimchuk A.K. Development of the analytik form of reagents on the basis of silica gel impregnated with polyhexamethyleneguanidine chloride / A.K. Trofimchuk, **T. V. Maglyovana**, V. N. Leshechenko // *Polish Chemistry Journal*. – Vol. 3, № 10 (82). – 2008. – Pp. 453 – 459 (*Scopus*).

Статті у фахових наукових виданнях із переліку МОН України

5. Нижник Т.Ю. О гидродинамической активности обеззараживающего реагента на основе полигексаметиленгуанидин гидрохлорида / Т. Ю. Нижник, А. И. Баранова, **Т. В. Маглевая**, С. В. Жартовский, Т. В. Стрикаленко // *World Science*–

2019. – №4(44) Vol 1 С. 11-15. (*Index Copernicus, RS Global, Academia. edu, eLIBRARY, Google scholar, BIBLIOTEKA NARODOWA, CiteFactor*)

6. **Maglyovana T.** The use of biochid polymeric reagents for the discharge of drinking water in conditions of emergency situations / T. Maglyovana, T. Nizhnik // *Sciences of Europe*. – Vol. 1, № 34. – 2018. – Pp. 37 – 41 (*Index Copernicus, General Impact Factor (GIF), International Scientific Indexing, SlideShare, Issuu, Calaméo*).

7. **Maglyovana T.V.** Mechanism of interaction of derivative polyhexamethylenuganidin derivatives with biomaterials of forest ecosystems / T.V. Maglyovana, V.V. Dolin // *Geochemistry of Technogenesis* – 2019. – №1 – Pp. 73-81. (*Index Copernicus, CrossRef, World Cat, Academic Searh*).

8. **Maglyovana T.V.** Feasibility investigation of using guanidine-based polymers for forest fires extinguishing and minimizing their effects / T.V. Maglyovana, V.V. Dolin // *Geochemistry of Technogenesis* – 2019. – №2 – Pp. 90-98 (*Index Copernicus, CrossRef, World Cat, Academic Searh*).

9. **Maglyovana T.V.** Key issues for ecological management of radioactive contaminated forest ecosystems in Ukraine / T.V. Maglyovana, V.V. Dolin // *Geochemistry of Technogenesis* – 2020. – №3(31) – Pp. 131-142 (*Index Copernicus, CrossRef, World Cat, Academic Searh*).

10. Мариевский В. Ф. Методические и эколого-гигиенические аспекты анализа безопасности воды при использовании некоторых реагентов для ее обеззараживания / В. Ф. Мариевский, А. И. Баранова, Ю. В. Нижник, Т. В. Стрикаленко, **Т. В. Маглеваная**, Т. Ю. Нижник // *Вода: химия и экология*. – 2011. – № 4. – С. 58 – 65. (ПІНЦ, *eLIBRARY*)

11. **Магльована Т.В.** Отримання сорбентів для системи комплексного екологічного моніторингу важких металів у стічних водах /Т.В. Магльована // *Вісник Кременчуцького національного університету ім. М.Остроградського*. – 2017. – №1, вип. 102. – С. 129-134 (*Index Copernicus, Ulrich's Web Global Serials Directory, eLIBRARY, Polish Scholarly Bibliography, Infobase Index, Inspec, Open Academic Journals Index, Google Scholar, CiteFactor i Scientific Indexing Services*).

12. **Магльована Т. В.** Підвищення ефективності очищення шахтних вод з використанням гуанідинових флокулянтів /Т. В. Магльована, О. Л. Зав'ялова, В. К. Костенко, // *Вісті Донецького гірничого інституту*:— Покровськ: ДВНЗ «ДонНТУ». – 2017. – № 1 (40). – С. 176 – 182. (<https://doi.org/10.31474/1999-981x-2017-1-176-182>) (*Index Copernicus, Citefactor, Google Scholar*).
13. **Магльована Т. В.** Спектрофотометричне визначення концентрації поверхнево-активних речовин /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2009. – № 4. – С. 75 – 79.
14. Жартовський В. М. Виробництво питної води в умовах надзвичайних ситуацій з використанням гуанідинових флокулянтів / В. М. Жартовський, А. К. Трохимчук, **Т. В. Магльована**, Г. І. Баранова // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2010. – № 5. – С. 56 – 60.
15. **Магльована Т. В.** Дослідження показника в'язкості водних розчинів полімерної речовини полігексаметиленгуанідин хлориду /Т. В. Магльована, В. М. Кришталь, Т. Ю. Нижник // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2010. – № 6. – С. 77 – 81.
16. Марієвський В. Ф. Ефективні дезінфектанти як важлива складова попередження епідемічних ускладнень внаслідок надзвичайних ситуацій, викликаних повеннями /В. Ф. Марієвський, Т. В. Стрикаленко, **Т. В. Магльована**, Т. Ю. Нижник // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2011. – № 9. – С. 88 – 92.
17. Жартовський В. М. Застосування полімерної поверхнево-активної речовини гуанідинового ряду з метою підвищення вогнегасних властивостей води / В. М. Жартовський, **Т. В. Магльована**, С. В. Жартовський // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2012. – № 12. – С. 35 – 40.
18. **Магльована Т. В.** Аналіз протипожежного стану радіоактивно забруднених лісових екосистем /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2014. – № 18. – С. 78 – 83.
19. **Магльована Т. В.** Фізико-хімічні властивості водних вогнегасних речовин на основі полігексаметиленгуанідину /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика*. – 2014. – № 17. – С. 67 – 72.

20. Нижник Т.Ю. О гидродинамической активности обеззараживающего реагента на основе полигексаметиленгуанидин гидрохлорида / Т. Ю. Нижник, А. И. Баранова, **Т. В. Маглевая,** С. В. Жартовский, Т. В. Стрикаленко // *Водопостачання та водовідведення*– 2019– №3 С. 53-57.

21. **Магльована Т. В.** Інгібітори корозії пожежно - технічного обладнання на основі комплексів металів із солями полігексаметиленгуанідину / Т.В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2015. – № 19. – С. 99 – 103.

22. **Магльована Т. В.** Використання дезінфікуючих препаратів на основі похідних гуанідину в умовах надзвичайних ситуацій /Т. В. Магльована // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2013. – № 15. – С. 104 – 109.

23. **Магльована Т. В.** Підвищення ефективності термостійкості деревини шляхом модифікації фосфоровмісними полімерами /Т. В. Магльована, П. І. Заїка // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2015. – № 21. – С. 53 – 58.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації

24. **Maglyovana T.** Application of polyalkylenguanidine disinfectants for improving the effectiveness of anti-epidemic measures in emergency situations /Т. Maglyovana, Т. Nizhnik // *Kwartalnik Policyjny.* – 2018. – № 2 (45). – Pp. 50 – 54..

25. **Магльована Т. В.** Використання адсорбції полімерних антисептиків для підвищення протипожежного захисту вогнезахищеної деревини / Т. В. Магльована, А. К. Трохимчук, Г. І. Баранова // *Пожежна безпека: теорія і практика.* – 2008. – № 2. – С. 35 – 37.

26. **Магльована Т. В.** Використання біоцидних полімерних реагентів для удосконалення технології знезараження питної води в умовах надзвичайних ситуацій / Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник, І. О. Ножко // *Надзвичайні ситуації: попередження та ліквідація.* – 2017. – № 2. – С. 53 – 62.

27. Трохимчук А.К., **Магльована Т.В.,** Баранова Г.І., Нижник Т.Ю. Підсумки конкурсу «ВИНАХІД — 2010» Здорове, безпечне, достойне життя. Спосіб визначення концентрації полігексаметиленгуанідину у воді та набір для

цього способу № патенту: 83673. Правова охорона інтелектуальної власності. Наука та інновації. - 2011. - Т. 7. - № 4. - С. 30 — 31.

Патенти на винахід та корисну модель України:

28. Застосування гуанідинових полімерів для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень: пат. на корисну модель 137115 UA/ **Т.В. Магльована**, В.В. Долін.— № у 201901513; заявл.15.02.2019; опубл. 10.10.2019, Бюл. №19.

29. Композиція для гасіння лісових пожеж та зменшення пилоутворення: пат. на корисну модель 138573 UA/ **Т. В. Магльована**, В. В. Долін.— № у 201901968; заявл. 27.02.2019; опубл. 10.12.2019, Бюл. № 23.

30. Спосіб гасіння лісових пожеж: пат. на корисну модель 136998 UA/ **Т. В. Магльована**, В. В. Долін.— № у 201902569; заявл. 18.03.2019; опубл. 25.09.2019, Бюл. №18.

31. Сорбат для одержання аналітичної форми реагенту, способи одержання сорбату та аналітичної форми реагенту: пат. на винахід 81830 UA/ А.К. Трохимчук, **Т.В. Магльована**, Г.І. Баранова – № а 200602495; заявл. 07.03.2006; опубл. 11.02.2008, Бюл. № 3.

32. Спосіб визначення концентрації полігексаметиленгуанідину у воді та набір для цього способу: пат. на винахід 83673 UA/ А.К. Трохимчук, **Т.В. Магльована**, Г.І. Баранова, Т.Ю. Нижник— № а 200602496; заявл. 07.03.2006; опубл. 11.08.2008, Бюл. № 15.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

33. **Магльована Т. В.** Створення нових сорбентів на основі силікагелю імпрегнованого полігексаметиленгуанідином /Т. В. Магльована, І. М. Шкода, В. М. Лещенко // Збірка тез доповідей Дев'ятої Всеукраїнської конференції студентів та аспірантів «Сучасні проблеми хімії», 15-16 травня 2008 р. – Київ, 2008. – С. 35.

34. **Магльована Т. В.** Використання полімерних біоцидних флокулянтів в технології водопідготовки / Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник // Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Актуальні проблеми технічних та природних наук у забезпеченні цивільного захисту», 6-7 квітня 2010 р. – Черкаси, 2010. – С. 119.

35. **Магльована Т. В.** Використання гуанідинових полімерів для поліпшення вогнегасних властивостей води / Т. В. Магльована, В. М. Кришталь // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Природничі науки та їх застосування в діяльності служби цивільного захисту», 8 жовтня 2010 р. – Черкаси, 2010. – С. 31.

36. **Маглевая Т.В.,** Пасека Л.Ю. Исследование огнетушащих свойств водных растворов полимерных катионных поверхностно-активных веществ гуанидинового ряда // Сборник материалов международной научно-практической конференции «Чрезвычайные ситуации: теория, практика», Гомель, 2011 г., с.273-274.

37. **Марієвский В. Ф.** Еколого-гігієнічні проблеми безпеки води при її знезаражуванні / В.Ф. Марієвский, Г.І. Баранова, Т.В. Стрікаленко, Т. В. Магльована, Т.Ю. Нижник // Збірка доповідей Міжнародного Конгресу «ЕТЕВК-2011», 6-10 червня 2011 р. – Ялта, 2011. – С. 124 – 128.

38. **Маглевая Т. В.** Влияние реагента «Акватон-10» на определение показателя химического потребления кислорода / Т.В. Маглевая // Матеріали III науково-практичної конференції «Вода в харчовій промисловості», 29-30 березня 2012 р. – Одеса, 2012. – С. 64 – 65.

39. **Маглевана Т. В.** Огнетушащие свойства водных растворов поверхностно-активных веществ гуанидиновых полимеров / Т.В. Маглевана// II Міжнародна науково-практична конференція Пожежна безпека: теорія і практика, 12 жовтня 2012 р. – Черкаси, 2012. – С. 35.

40. **Магльована Т. В.** Використання речовин гуанідинового ряду для організації життєзабезпечення населення в умовах надзвичайних ситуаціях /Т.В. Магльована // IV Міжнародна науково-практична конференція «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій», 7-8 грудня 2013 р. – Черкаси, 2013. – С. 199 – 200.

41. **Магльована Т. В.** Вогнегасні властивості водних розчинів полігексаметиленгуанідин гідрохлориду в залежності від молекулярної маси полімеру /Т.В. Магльована // III Міжнародна науково-практична конференція

- Надзвичайні ситуації: безпека та захист, 4–5 жовтня 2013 р. – Черкаси, 2013. – С. 14.
42. **Магльована Т. В.** Вогнегасні властивості водних розчинів полігексаметиленгуанідин фосфату / Т. В. Магльована, // IV Міжнародна науково-практична конференція «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій», 6-7 грудня 2013 р. – Черкаси, 2013. – С. 230.
43. **Магльована Т. В.** Підвищення вогнегасних властивостей води, шляхом введення водорозчинних полімерних поверхнево-активних речовин / Т.В. Магльована, І.О. Ножко // V Міжнародна науково-практична конференція «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій», Черкаси, 2014. - С.246.
44. **Магльована Т. В.** Створення нових сорбентів для екологічного моніторингу та аналітичного визначення реагентів // III Міжнародна конференція «Хімічна і радіаційні безпека: проблеми і рішення», 19-22 травня 2015 р. – Київ, 2015. – С. 110.
45. **Магльована Т. В.** Адсорбція йонів важких металів природними та модифікованими бентонітами Черкаського родовища /Т.В. Магльована, Л.Б.Ящук // II Міжнародна науково-практична конференція м. Львів, 2015. - С.102-103.
46. Ящук Л. Б. Використання методу ультразвукової обробки проби ґрунту для визначення важких металів / Л. Б. Ящук, **Т. В. Магльована** // Materials of Anternational scientific and practical conference “Respective trends in scientific research – 2015” Volume 2. – October, 17-22, 2015. Bratislava, Slovak Republic. – Pp. 97-98.
47. **Магльована Т. В.** Супрамолекулярний сорбент для екологічного моніторингу та групового визначення важких металів в природних водах / Т. В. Магльована // Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки: збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції, 4 грудня 2015 р. – Харків, 2015. – С. 166 – 168.
48. **Маглевая Т. В.** Полиалкиленгуанидины как перспективные средства для обеспечения эпидемиологического благополучия населения в условиях чрезвычайных ситуаций /Т. В. Маглевая // Сборник материалов международной научно-практической конференции «Чрезвычайные ситуации:

теорія, практика, інновації», 19-20 мая 2016 г.– Гомель, 2016. – С. 388 – 400.

49. **Магльована Т. В.** Фізико-хімічні властивості водних вогнегасних речовин на основі полігексаметиленгуанідингідрохлориду /Т. В. Магльована, Д. О. Кришталь, Л. В. Лукашенко, І. О. Ножко // Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» м. Черкаси, 2016. – С. 224-226.

50. **Маглевая Т. В.** Исследование свойств химически модифицированной древесины методом инфракрасной спектроскопии с Фурье преобразованием /Т. В. Маглевая, И. О. Ножко, Е. Б. Андрианова и др. // Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» м. Черкаси, 2017. – С. 212-213.

51. **Маглевая Т. В.** Влияние поверхностно-активных веществ гуанидинового ряда на смачиваемость сыпучих материалов / Т. В. Маглевая, В. В. Володина // Матеріали регіональної науково-практичної конференції «Екологічні проблеми паливно-енергетичного комплексу», 17-18 травня 2017 р. – Покровськ, 2017. – С. 14-16.

52. **Магльована Т. В.** Екологічні аспекти гасіння пожеж на радіоактивно забруднених територіях / Т. В. Магльована // V Міжнародна конференція «Хімічна і радіаційна безпека: проблеми і рішення», 24-25 травня 2017 р. – Київ, 2017. – С. 84.

53. **Магльована Т. В.** Інгібітори корозії на основі солей полігексаметиленгуанідину / Т. В. Магльована, Є.О., Хандусь // VII Всеукраїнська науково-практична конференція «Техногенно-екологічна безпека України: стан та перспективи розвитку» (Ч.1), 13-20 листопада 2017 р. – Ірпінь, 2017. – С. 118-120.

54. **Магльована Т.В.** Організація водопостачання з використанням полімерного біоцидного реагента в умовах надзвичайних ситуацій / Т. В. Магльована, Т. Ю.Нижник, І. О. Ножко // Сучасний стан цивільного захисту України та перспективи розвитку: Матеріали 20 Всеукраїнської науково-практичної конференції, 9-10 жовтня 2018 р. – Київ, 2018. – С. 275-278.

55. **Магльована Т. В.** Модифікування деревини полімерними

речовинами з метою удосконалення її фізико-хімічними властивостями /Т. В. Магльована, І. О. Ножко, В.В. Володіна // Матеріали XIII Міжнародної науково-практичної конференції «Проблеми та перспективи розвитку системи безпеки життєдіяльності», 29-30 березня 2018 р. – Львів, 2018. – С. 61 – 62.

56. **Maglyovana T.** Improving the efficacy of anti-epidemic activities under emergency situations with use guanidine disinfectants / T. Maglyovana, T. Nizhnik // First International conference of European Academy of Science, November 20-28, 2018. – Bonn, 2018. – Pp. 94 (ISBN 9781792197710).

57. **Маглеваная Т.В.** Применение гуанидиновых полимеров для специальной обработки по обеззараживанию и дезинфекции различных поверхностей при чрезвычайных ситуациях /Т.В. Маглеваная, Т.Ю. Нижник// Science progress in European countries: new concepts and modern solutions: Papers of the 4th International Scientific Conference, 28 December 2018.– Stuttgart, 2018. – Pp. 659-661 (ISBN 978-3-944375-22-9).

58. **Маглеваная Т. В.** Определение концентрации полигексаметиленгуанидин гидрохлорида /Т.В. Маглеваная, А.И. Баранова// Збірник тез доповідей X Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів «Вода в харчовій промисловості». 21-22 березня 2019р., Одеса, ОНАХТ.- Одеса: ОНАХТ, 2019. – С. 109.

59. Нижник Т.Ю. О снижении гидродинамического сопротивления в водопроводной сети реагентами на основе ППГ-ГХ / Т. Ю. Нижник, А. И. Баранова, **Т. В. Маглеваная**, С. В. Жартовский, Т. В. Стрикаленко // Збірник тез доповідей Міжнародного Конгресу «ЕТЕВК-2019», 10-14 червня 2019 р. – м. Чорноморськ, 2019. – С. 159 – 164.

60. **Магльована Т.В.** Обґрунтування використання полімерного біоцидного реагента «Акватон-10» в умовах надзвичайних ситуацій / Т. В. Магльована, Т. Ю. Нижник // Матеріали XI Міжнародної науково-практичної конференції «Теорія і практика гасіння пожеж та ліквідації надзвичайних ситуацій» – Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, м. Черкаси 9-10 квітня 2020. – С. 173-175.

61. **Магльована Т.В.** Адсорбція йонів важких металів та радіонуклідів модифікованими бентонітами Дашуківського родовища / Т. В. Магльована// Надзвичайні ситуації: безпека та захист: Матеріали X Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю. – Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, м. Черкаси 29-30 жовтня 2020. – С.172-173.

ДОДАТОК Б

Патенти України на винахід та корисну модель за матеріалами роботи



Рисунок Б.1 - Застосування гуанідинових полімерів для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень: патент на корисну модель 137115 Україна



Рисунок Б.2 - Композиція для гасіння лісових пожеж та зменшення пилоутворення: патент на корисну модель 138573 Україна



Рисунок Б.3 - Спосіб гасіння лісових пожеж:
патент на корисну модель 136998 Україна



Рисунок Б.4 - Сорбат для одержання аналітичної форми реагенту, способи одержання сорбату та аналітичної форми реагенту: патент на винахід 81830 Україна






Рисунок Б.5 - Спосіб визначення концентрації полігексаметиленгуанідину у воді та набір для цього способу: патент на винахід 83673 Україна



Рисунок Б.6 – Диплом переможця Всеукраїнського конкурсу «Винахід – 2010» у номінації «Здорове, безпечне, достойне життя» винахід Спосіб визначення концентрації полігексаметиленгуанідину у воді та набір для цього способу: патент на винахід 83673 Україна

ДОДАТОК В

АКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ

<p>«ЗАТВЕРДЖУЮ»</p> <p>Директор ДУ ІГНС НАН України» Директор ІГНС України Ю. Л. Забулонов 01 листопада 2021 року</p> 	<p>«ЗАТВЕРДЖУЮ»</p> <p>Головний директор ДСП «Екоцентр» С. І. Кірсен 01 листопада 2021 року</p> 
<p>АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ технологічної розробки «Запобігання та ліквідація лісових пожеж»</p>	
<p>Ми, нижчепідписані, від ДУ ІГНС НАН України: Заступник директора з наукової роботи Додін В. В.; Докторант Магльована Т. В.; та від ДСП «Екоцентр»: провідний інженер з охорони праці Мурга А. М., провідний інженер з охорони праці Дем'яненко Я. І. склали цей акт про те, що впроваджена в ДСП «Екоцентр» технологічна розробка ДУ ІГНС НАН України «Запобігання та ліквідація лісових пожеж» на основі об'єкта права інтелектуальної власності:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Патент України на корисну модель від 25.09.2019 № 136998 «Спосіб гасіння лісових пожеж»; - Патент України на корисну модель від 10.10.2019 № 137115 «Застосування гуанідинових полімерів для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень»; - Патент України на корисну модель від 10.12.2019 № 138573 «Композиція для гасіння лісових пожег та зменшення видоутворення» <p>виявила високу ефективність щодо ліквідації вогнищ та запобігання лісових пожег в умовах радіоактивного забруднення та має наступні переваги перед технологіями традиційного застосування:</p> <ul style="list-style-type: none"> - забезпечується більша ефективність розбризкування вогнетривкої суміші; - зменшується ступінь вигорання лісоматеріалів; - збільшується швидкість ліквідації вогнища; - зменшується видоутворення та вторинне забруднення приземного шару атмосфери радіоактивними аерозолями; - застосування технологічної розробки в умовах радіоактивного забруднення сприяє економії дози опромінення особового складу пожежних; - хімічні сполуки, що застосовуються в технологічній розробці, малотоксичні та мають бактерицидні властивості. <p>Технологічна розробка «Запобігання та ліквідація лісових пожег» може бути рекомендована для широкого впровадження в системі ДСНС України.</p>	
 <p>Директор ІГНС України Т. В. Магльована</p>	<p>Від ДСП «Екоцентр» А. М. Мурга Я. І. Дем'яненко</p> 

ЛІЦЕНЗІЙНИЙ ДОГОВІР № 1/2021
на передачу виключних прав користування технологічною розробкою
«Запобігання та гасіння лісових пожеж»

м. Чернівці

-01- 02 2021 року

Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України» в особі заступника директора з наукової роботи Доліва Віктора Володимировича – далі **ЛІЦЕНЗІАР**, який діє на підставі Довіреності від 24.01.2019 № 1, і державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр» в особі генерального директора Кірюха Сергія Івановича – далі **ЛІЦЕНЗІАТ**, який діє на підставі Статуту ДСП «Екоцентр», уклали договір про наступне:

1 Предмет договору

ЛІЦЕНЗІАР передає, а **ЛІЦЕНЗІАТ** бере на себе виключні права користування технологічною розробкою «Запобігання та гасіння лісових пожеж».

1.1 Право власності на передачу технологічну розробку визначається згідно діючого законодавства.

1.2 Об'єкти права інтелектуальної власності становлять невід'ємну частину цього договору (Додатки 1–4).

1.3 Використання об'єктів права інтелектуальної власності здійснюється **ЛІЦЕНЗІАТОМ** на своїх підприємствах шляхом застосування технологічної розробки для проведення робіт та виготовлення зразків продукції.

2 Об'єкт технологічної розробки

2.1 Об'єктом технологічної розробки виступають наступні об'єкти права інтелектуальної власності (складові технології):

- Патент України на корисну модель від 25.09.2019 № 136998 «Спосіб гасіння лісових пожеж» (автори: Магльована Т. В., Долін В. В.);
- Патент України на корисну модель від 10.10.2019 № 137115 «Застосування гуанідинових полімерів для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень» (автори: Магльована Т. В., Долін В. В.);
- Патент України на корисну модель від 10.12.2019 № 138573 «Композиція для гасіння лісових пожеж та зменшення пилотворення» (автори: Магльована Т. В., Долін В. В.);
- Засіб для протипожежної обробки лісових насаджень.

3 Оплата за використання технології

3.1 Технологічна розробка «Запобігання та гасіння лісових пожеж» передається **ЛІЦЕНЗІАРОМ** для використання **ЛІЦЕНЗІАТОМ** на безоплатній основі.

4 Строки, місце та спосіб передачі об'єктів технологій

4.1 Об'єкти права інтелектуальної власності передаються **ЛІЦЕНЗІАТУ** під час підписання договору в ДСП «Екоцентр», м. Чернівці.

5 Умови ліцензії на використання технології та її складових

5.1 Технологічна розробка «Запобігання та гасіння лісових пожеж» та її складові використовуються виключно підприємствами ДСП «Екоцентр» в лісових господарствах радіоактивно забруднених територій Українського Полісся.

5.2 **ЛІЦЕНЗІАТ** під час використання технологічної розробки зобов'язаний дотримуватися

умов збереження конфіденційності інформації про технологічну розробку та її складові.

5.3 У разі удосконалення технологічної розробки або її складових ЛІЦЕНЗІАР надає відповідну інформацію ЛІЦЕНЗІАТУ.

5.4 У разі потреби ЛІЦЕНЗІАР надає ЛІЦЕНЗІАТУ консультації з використання технологічної розробки та її складових.

6 Відповідальність сторін

6.1 ЛІЦЕНЗІАР передає ЛІЦЕНЗІАТУ технологічну розробку та її складові в повному обсязі згідно з додатками 1–4.

6.2 За порушення ЛІЦЕНЗІАТОМ умов використання технологічної розробки та її складових за цим договором дія ліцензійного договору припиняється.

7 Термін дії договору

7.1 Договір набирає чинності з дати підписання і діє протягом 5 років. У разі припинення дії договору він може бути продовжений на новий термін за згодою обох сторін.

8 Юридичні адреси та реквізити сторін

8.1 ЛІЦЕНЗІАР: Україна, МСП 03680, м. Київ-142, пр. Палладіна, 34а, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії України», тел/факс +380444240060. E-mail: igns@ukr.net, Код ЄДРПОУ 23521345.

8.2 ЛІЦЕНЗІАТ: Україна, 07270, Київська обл., м. Чорнобиль, вул. Шацька, буд. 6, Державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр», тел/факс +380459352201 / +380459352064. E-mail: s.kireev@ukr.net, Код ЄДРПОУ 40248151.

9 Додатки, що є невід'ємною частиною договору:

9.1 Текст Патенту України на корисну модель від 25.09.2019 № 136998 «Спосіб гасіння лісових пожеж» (автори: Магльована Т. В., Долін В. В.) на 9 аркушах (Додаток 1).

9.2 Текст Патенту України на корисну модель від 10.10.2019 № 137115 «Застосування гуанідинових полімерів для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень» (автори: Магльована Т. В., Долін В. В.) на 11 аркушах (Додаток 2).

9.3 Текст Патенту України на корисну модель від 10.12.2019 № 138573 «Композиція для гасіння лісових пожеж та зменшення пилотворення» (автори: Магльована Т. В., Долін В. В.) на 10 аркушах (Додаток 3).

9.4 Пробна партія протипожежного засобу об'ємом 10 л (Додаток 4).

Заступник директора з наукової роботи

ІНСТИТУТ ГЕОХІМІЇ
НАВКОЛИШНЬОГО
СЕРЕДОВИЩА
НАЦІОНАЛЬНОЇ
АКАДЕМІЇ
УКРАЇНИ
Т. В. Долін
2021 року

Генеральний директор

Д. П. Гавриш
С. І. Кіреєв
2021 року



**НАЦІОНАЛЬНА КОМІСІЯ
З РАДІАЦІЙНОГО ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ УКРАЇНИ**
04053, м. Київ, пр-в. Несторівський, 4, тел. 272-00-73, info@nkrzu.gov.ua

23.03.2021

№ 2-4/53

на №

від

ДОВІДКА

**про впровадження результатів дисертаційної роботи Магльованої Т.В.
«Наукові основи використання гуанідинових сполук
для підвищення екологічної безпеки життєдіяльності населення радіоактивно
забруднених територій»**

Основні результати теоретичних та практичних досліджень дисертаційної роботи Магльованої Т.В., виконаної в ДУ "Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України", у 2020 р. використано НКРЗУ для організації заходів та удосконалення технічних засобів щодо підвищення пожежної та екологічної безпеки радіоактивно забруднених лісових екосистем, профілактики, локалізації та ефективного гасіння лісових пожег у Чорнобильській зоні відчуження.

Для запобігання пожеж рекомендовано проведення профілактичних заходів, шляхом обробки лісових насаджень (ліосмуг, потенційних джерел пожежонебезпеки) вогнетривкими сумішами пролонгованої дії на основі водного розчину термостійкого та екологічно безпечного полімеру (Застосування гуанідинових полімерів для превентивної протипожежної обробки лісових насаджень: патент України 137115 UA/ Т.В. Магльована, В.В. Долін).

Для зменшення пилотворення радіоактивних аерозолів у притемному шарі повітря унаслідок пожежі рекомендовано використання вогнетривких речовин, що мають адсорбційні властивості, зв'язують радіоактивні часточки в процесі горіння рослинного матеріалу та утворюють на поверхні горючого матеріалу полімерні плівки. За ступенем дії на організм ці речовини відносяться до екологічно прийнятних (Композиція для гасіння лісових пожег та зменшення пилотворення: патент України 138573 UA/ Т. В. Магльована, В. В. Долін).

Для гасіння пожеж рекомендовано використання гідродинамічно активної водної вогнетривкої речовини (2-кратне підвищення ефективності) безпосередньо для гасіння кромки пожежі з одночасним прокладанням перед фронтом пожежі загороджувальних смуг, що дозволяє зменшити швидкість горіння майже в 4 рази та скоротити тривалість гасіння (Спосіб гасіння лісових пожег: патент України 136998 UA/ Т. В. Магльована, В. В. Долін).

Запропоновані композиції та способи їх реалізації дозволяють підвищити ефективність гасіння пожег та зменшити дозу опромінення персоналу задіяного в гасінні пожег. При випробуваннях для гасіння модельної пожежі запропоновані заходи показали високу ефективність.

Керівник апарату
Національної комісії з радіаційного
захисту населення України,
кандидат технічних наук

O.S. Matviychuk

ЗАТВЕРДЖУЮ
 Директор
 ТОВ Науково-технологічний центр
 «Укрводбезпека»

М. Г. Біранова
 «27» січня 2021 р.



Акт

**впровадження результатів дисертаційної роботи:
 Магльованої Тетяни В'ячеславівни на тему:
 «Наукові основи використання гуанідинових сполук для підвищення
 екологічної безпеки життєдіяльності населення радіоактивно
 забруднених територій»**

Ми, комісія, у складі: заступника директора ТОВ НТЦ «Укрводбезпека» к.т.н. Нижник Ю.В., начальника виробництва Майстренко В.О. та інженера Пономаренко В.Ф. склали цей акт про те, що результати дисертаційної роботи Магльованої Т. В. в частині підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення і особового складу підрозділів оперативно-рятувальних сил, дійсно впроваджено у практичну діяльність нашого підприємства для розроблення технічних рекомендацій визначення залишкових кількостей діючої речовини реагенту «Акватор-10», що виробляється нашим підприємством і використовується для очищення та доочищення зараженої або потенційно зараженої води від мікроорганізмів, пестицидів, важких металів та інших небезпечних домішок, в тому числі в польових умовах.

На основі розробленого Магльованою Т.В. методу (патент на винахід № 83673UA, який отримав диплом переможця Всеукраїнського конкурсу «Винахід — 2010» у номінації «Здорове, безпечне, достойне життя») на нашому підприємстві серійно виготовляється тест-набір «Акватор-тест», який включає в себе необхідний комплект матеріалів і реагентів та дозволяє швидко і з високим рівнем точності визначати залишкові кількості діючої речовини реагенту «Акватор-10», в тому числі в польових умовах.

Нижник Ю.В.

Ю.В. Нижник

Майстренко В.О.

В.О. Майстренко

Пономаренко В.Ф.

В.Ф. Пономаренко

ЗАТВЕРДЖУЮ
 Директор
 ДУ «Інститут геохімії навколишнього
 середовища» НАН України
 член-кореспондент НАН України



Ю. Д. Забулонов

2021 р.

Акт

впровадження результатів дисертаційної роботи:
**«Наукові основи використання гуанідинових сполук для підвищення екологічної
 безпеки життєдіяльності населення радіоактивно забруднених територій»**
Магльованої Тетяни В'ячеславівни

Комісія у складі: голови – заступника директора з наукової роботи доктора геол.
 наук проф. Долін В.В.
 та членів комісії:

- старшого наукового співробітника доктора технічних наук Чарного Д.В.;
- зав. лабораторії канд. геол. наук Шкапенко В.В.,

склали цей акт про те, що результати дисертаційної роботи Магльованої Т.В., а саме:

- основні положення методики розрахунку дозових навантажень для населення внаслідок лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях;
- моделювання та розрахунку викиду радіоактивних продуктів згорання із зони лісової пожежі;
- моделювання та розрахунку розсіювання радіонуклідів в атмосфері –

впроваджено в навчальному процесі під час вивчення навчальних дисциплін
 «Радиоэкология навколишнього природного середовища» та «Екологічна безпека об'єктів
 ядерного паливного циклу» для підготовки здобувачів III освітнього рівня доктора
 філософії за спеціальністю 101 - науки про Землю, спеціалізація – «екологічна безпека».

Впровадження результатів дисертаційної роботи сприяло підвищенню
 ефективності та якості навчального процесу, актуалізації матеріалу, що стосується
 підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення радіоактивно
 забруднених територій в умовах надзвичайних ситуацій та загроз від радіаційно
 небезпечних явищ.

Акт складено для надання в спеціалізовану вчену раду у зв'язку із захистом
 дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук.

Цей акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів ДУ
 «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України».

Голова комісії:

Долін В.В.

Члени комісії:

Чарний Д.В.

Шкапенко В.В.



ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ З НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ
 НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ЦИВІЛЬНОГО ЗАХИСТУ УКРАЇНИ
 ЧЕРКАСЬКИЙ ІНСТИТУТ ПОЖЕЖНОЇ БЕЗПЕКИ ІМЕНІ ГЕРОЇВ ЧОРНОБИЛЯ

(ЧІПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України)

вул. Опошрієвка, 8, м. Черкаси, 18034, тел./факс (0472) 55-09-71, тел. (0472) 55-09-53
 www.chipb.dsns.gov.ua код ЄДРПОУ 39117736 e-mail: chipb@dsns.gov.ua

№

та №

від

ЗАТВЕРДЖУЮ

Начальник Черкаського інституту
 пожежної безпеки імені Героїв
 Чорнобиля Національного університету
 цивільного захисту України
 генерал-майор служби цивільного
 захисту



Віктор ГВОЗДЬ

«05» _____ 2021 р.

Акт

впровадження результатів дисертаційної роботи:

**«Наукові основи використання гуанідинових сполук для підвищення
 екологічної безпеки життєдіяльності населення радіоактивно
 забруднених територій»**

МАГЛЬОВАНОЇ ТЕТЯНИ В'ЯЧЕСЛАВІВНИ

Комісія у складі: голови - заступника начальника інституту з навчальної та наукової роботи Олександра ТИЩЕНКА та членів комісії - начальника кафедри організації заходів цивільного захисту кандидата технічних наук, доцента Андрія ШВИДЕНКА, начальника кафедри фізико-хімічних основ розвитку та гасіння пожеж кандидата технічних наук, доцента Віталія НУЯНЗИНА, професора кафедри організації заходів цивільного захисту кандидата хімічних наук Анатолія АЛКСССЕВА склали цей акт про те, основні положення та результати дисертаційної роботи Тетяни МАГЛЬОВАНОЇ, а саме: методики розрахунку дозових навантажень для населення та учасників пожежогасіння внаслідок лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях; моделювання та розрахунку викиду радіоактивних продуктів згорання із зони лісової пожежі; моделювання та

розрахунку розсіювання радіонуклідів в атмосфері; оцінки радіаційного та токсичного ризику під час гасіння пожеж; забезпечення життєдіяльності населення в умовах кризових станів; проведення моніторингових досліджень техногенно забруднених екосистем використано для підготовки здобувачів I бакалаврського рівня вищої освіти у галузі знань 26 Цивільна безпека за спеціальністю 263 Цивільна безпека (Охорона праці) при викладанні навчальних дисциплін «Небезпеки радіаційного, хімічного та біологічного походження», «Природні та техногенні загрози», «Промислова токсикологія та радіобіологія», «Хімія».

Впровадження результатів дисертаційної роботи дозволило підвищити ефективність і якість навчального процесу та актуальність матеріалу, що стосується підвищення рівня екологічної безпеки життєдіяльності населення радіоактивно забруднених територій в умовах надзвичайних ситуацій та загроз від радіаційно небезпечних явищ.

Акт складено для надання в спеціалізовану вчену раду у зв'язку із захистом дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук.

Цей акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів Черкаського інституту пожежної безпеки імені Героїв Чорнобиля НУЦЗ України.

Голова комісії:
заступник
начальника інституту з навчальної
та наукової роботи
к.т.н., професор

Олександр ТИЩЕНКО

Члени комісії:

начальник кафедри організації
заходів цивільного захисту
к.т.н., доцент

Андрій ШВИДЕНКО

начальник кафедри фізико-хімічних основ
розвитку та гасіння пожеж
к.т.н., доцент

Віталій НУЯНЗІН

професор кафедри організації
заходів цивільного захисту
к.х.н., доцент

Анатолій АЛЕКСЄВ

ЗАТВЕРДЖУЮ
В. о. начальника Черкаського
інституту пожежної безпеки імені
Героїв Чорнобиля
НУЦЗ України


О.М. Тищенко

«13» березня 2019 р.

Акт

впровадження монографії

Т. В. Магльованої, Т. Ю. Нижника, С. В. Жартовського

**«ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИКОРИСТАННЯ ГУАНІДИНОВИХ
ПОЛІМЕРІВ В УМОВАХ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ»**

**у навчальний процес Черкаського інституту пожежної безпеки імені Героїв
Чорнобиля Національного університету цивільного захисту України**

Авторський колектив в особі розробника – доцента кафедри фізико-хімічних основ розвитку та гасіння пожеж Магльованої Т. В., з однієї сторони та співробітники кафедри фізико-хімічних основ розвитку та гасіння пожеж, а саме: начальник кафедри Нуязів В. М., професор кафедри Кришталь М. А. та доцент кафедри Майборода А. О., з іншої сторони, склали акт про те, що результати монографії «Екологічні аспекти використання гуанідинових полімерів в умовах надзвичайних ситуацій» мають теоретичне та практичне значення для освітнього процесу.

З метою підвищення ефективності підготовки фахівців для ДСНС України монографія «Екологічні аспекти використання гуанідинових полімерів в умовах надзвичайних ситуацій» впроваджена в освітній процес під час підготовки фахівців освітнього ступеня «бакалавр» за спеціальністю 263 «Цивільна безпека» та 261 «Пожежна безпека» під час викладання навчальної дисципліни «Хімія» (протокол кафедри № 4 від 13. 03. 2019):

- в розрізі теми № 8 «Розчини», для засвоєння особливостей використання стинних розчинів під час гасіння пожеж та використання водних розчинів для зниження горючості целюлозовмісних матеріалів, для вивчення наукових

підходів до процесу ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій, пов'язаних із забрудненням навколишнього середовища токсичними та радіоактивними сполуками; для вивчення наукових підходів до розуміння методів очищення стічних та питних вод;

- в розрізі теми № 9 «Колоїдні системи», для вивчення властивостей поверхнево-активних речовин та їх впливу на вогнегасні властивості води; для вивчення наукових підходів до розуміння особливостей розчинів піноутворювачів, механізму утворення піни; для вивчення наукових основ розуміння механізму адсорбції та особливостей використання сорбентів для зниження небезпечної дії токсичних речовин і ліквідації надзвичайних ситуацій;

- в розрізі теми № 17 «Оксигеновмісні органічні сполуки» для вивчення наукових підходів до розуміння особливостей горіння целюлозовмісних матеріалів та токсичності продуктів їх термодеструкції.

Монографія забезпечує сучасний та актуальний характер навчання і призначена для здобувачів вищої освіти та науково-педагогічних працівників навчальних закладів системи ДСНС України.




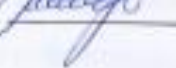
Матеріали представлені в монографії можуть бути використані під час підготовки та проведення навчальних занять, а також для самостійного, поглибленого вивчення навчальної дисципліни «Хімія».

Начальник кафедри

Професор кафедри

Доцент кафедри

Розробник

 В. М. Нуянзін
 М. А. Кришталь
 А. О. Майборода
 Т. В. Магльована

ДОДАТОК Г

ТАБЛИЦЯ Г1 - Коефіцієнти ризику смертності та захворюваності на вибрані радіонукліди [385]

Ізотоп	Життєвий ризик раку					
	Смертність			Захворюваність		
	Інгаляція	Прийом їжі	Зовнішнє опромінення	Інгаляція	Прийом їжі	Зовнішнє опромінення
Americium-241	2.4×10^{-8}	9.5×10^{-11}	1.9×10^{-8}	2.8×10^{-8}	1.3×10^{-10}	2.8×10^{-8}
Americium-242m	1.3×10^{-8}	6.8×10^{-11}	-	1.6×10^{-8}	9.0×10^{-11}	-
Americium-243	2.3×10^{-8}	9.8×10^{-11}	4.3×10^{-7}	2.7×10^{-8}	1.4×10^{-10}	6.4×10^{-7}
Berkelium-247	4.0×10^{-8}	1.2×10^{-10}	2.1×10^{-7}	4.8×10^{-8}	1.6×10^{-10}	3.1×10^{-7}
Cadmium-109	2.0×10^{-11}	4.2×10^{-12}	-	2.2×10^{-11}	6.7×10^{-12}	-
Cadmium-113	8.1×10^{-11}	2.0×10^{-11}	-	1.1×10^{-10}	2.9×10^{-11}	-
Cadmium-113m	9.3×10^{-11}	2.5×10^{-11}	-	1.3×10^{-10}	3.6×10^{-11}	-
Californium-248	2.4×10^{-8}	3.8×10^{-11}	-	2.6×10^{-8}	6.2×10^{-11}	-
Californium-249	4.0×10^{-8}	1.2×10^{-10}	9.3×10^{-7}	4.8×10^{-8}	1.6×10^{-10}	1.4×10^{-6}
Californium-250	3.5×10^{-8}	8.0×10^{-11}	-	3.7×10^{-8}	1.1×10^{-10}	-
Californium-251	4.1×10^{-8}	1.3×10^{-10}	2.6×10^{-7}	4.9×10^{-8}	1.7×10^{-10}	3.8×10^{-7}
Californium-252 ^b	2.1×10^{-8}	4.1×10^{-11}	-	2.2×10^{-8}	5.7×10^{-11}	-
Carbon-14	6.5×10^{-12}	1.4×10^{-12}	-	7.1×10^{-12}	2.0×10^{-12}	-
Cesium-134	1.1×10^{-11}	3.5×10^{-11}	4.8×10^{-6}	1.6×10^{-11}	5.1×10^{-11}	7.1×10^{-6}
Cesium-135	1.3×10^{-12}	4.0×10^{-12}	-	1.9×10^{-12}	5.9×10^{-12}	-
Cesium-137	8.1×10^{-12}	2.5×10^{-11}	1.7×10^{-6}	1.2×10^{-11}	3.7×10^{-11}	2.5×10^{-6}
Chlorine-36	9.6×10^{-11}	2.9×10^{-12}	-	1.0×10^{-10}	4.4×10^{-12}	-
Cobalt-57	1.8×10^{-12}	9.0×10^{-13}	2.4×10^{-7}	2.1×10^{-12}	1.5×10^{-12}	3.6×10^{-7}
Cobalt-60	3.0×10^{-11}	1.4×10^{-11}	8.5×10^{-6}	3.6×10^{-11}	2.2×10^{-11}	1.2×10^{-5}
Curium-242	1.4×10^{-8}	3.2×10^{-11}	-	1.5×10^{-8}	5.5×10^{-11}	-
Curium-243	2.4×10^{-8}	8.5×10^{-11}	2.9×10^{-7}	2.7×10^{-8}	1.2×10^{-10}	4.2×10^{-7}
Curium-244	2.3×10^{-8}	7.5×10^{-11}	-	2.5×10^{-8}	1.1×10^{-10}	-
Curium-245	2.4×10^{-8}	9.5×10^{-11}	1.6×10^{-7}	2.8×10^{-8}	1.3×10^{-10}	2.4×10^{-7}
Curium-246	2.4×10^{-8}	9.3×10^{-11}	-	2.8×10^{-8}	1.3×10^{-10}	-
Curium-247	2.2×10^{-8}	9.1×10^{-11}	9.3×10^{-7}	2.5×10^{-8}	1.3×10^{-10}	1.4×10^{-6}
Curium-248 ^c	8.8×10^{-8}	3.4×10^{-10}	-	1.0×10^{-7}	4.8×10^{-10}	-
Curium-250 ^c	5.0×10^{-7}	2.0×10^{-9}	9.7×10^{-7}	5.8×10^{-7}	2.8×10^{-9}	1.4×10^{-6}
Europium-150	2.1×10^{-10}	3.6×10^{-12}	4.4×10^{-6}	2.6×10^{-10}	6.1×10^{-12}	6.5×10^{-6}
Europium-152	1.5×10^{-10}	5.0×10^{-12}	3.6×10^{-6}	1.9×10^{-10}	8.7×10^{-12}	5.3×10^{-6}
Europium-154	1.7×10^{-10}	8.5×10^{-12}	4.0×10^{-6}	2.1×10^{-10}	1.5×10^{-11}	5.8×10^{-6}
Europium-155	1.7×10^{-11}	1.6×10^{-12}	8.4×10^{-8}	1.9×10^{-11}	2.8×10^{-12}	1.2×10^{-7}
Iodine-129	6.2×10^{-12}	2.0×10^{-11}	-	6.1×10^{-11}	1.9×10^{-10}	-
Iodine-131	2.1×10^{-12}	6.9×10^{-12}	1.1×10^{-6}	1.9×10^{-11}	6.5×10^{-11}	1.6×10^{-6}

Iridium-192	2.1×10^{-11}	6.0×10^{-12}	2.3×10^{-6}	2.4×10^{-11}	1.1×10^{-11}	3.4×10^{-6}
Iridium-192m	1.7×10^{-11}	8.7×10^{-13}	3.7×10^{-7}	2.0×10^{-11}	1.3×10^{-12}	5.4×10^{-7}
Iridium-194m	4.0×10^{-11}	7.3×10^{-12}	6.9×10^{-6}	4.6×10^{-11}	1.3×10^{-11}	1.0×10^{-5}
Neptunium-235	1.0×10^{-12}	2.8×10^{-13}	-	1.2×10^{-12}	5.1×10^{-13}	-
Neptunium-236	2.6×10^{-9}	1.5×10^{-11}	2.2×10^{-7}	3.0×10^{-9}	2.3×10^{-11}	3.2×10^{-7}
Neptunium-237	1.5×10^{-8}	5.8×10^{-11}	5.4×10^{-7}	1.8×10^{-8}	9.1×10^{-11}	8.0×10^{-7}
Nickel-59	3.6×10^{-13}	2.3×10^{-13}	-	4.7×10^{-13}	3.9×10^{-13}	-
Nickel-63	1.4×10^{-12}	5.7×10^{-13}	-	1.6×10^{-12}	9.5×10^{-13}	-
Plutonium-236	2.1×10^{-8}	6.9×10^{-11}	-	2.3×10^{-8}	9.9×10^{-11}	-
Plutonium-238	3.0×10^{-8}	1.3×10^{-10}	-	3.4×10^{-8}	1.7×10^{-10}	-
Plutonium-239	2.9×10^{-8}	1.3×10^{-10}	-	3.3×10^{-8}	1.7×10^{-10}	-
Plutonium-240	2.9×10^{-8}	1.3×10^{-10}	-	3.3×10^{-8}	1.7×10^{-10}	-
Plutonium-241	2.8×10^{-10}	1.9×10^{-12}	-	3.3×10^{-10}	2.3×10^{-12}	-
Plutonium-242	2.8×10^{-8}	1.3×10^{-10}	-	3.1×10^{-8}	1.7×10^{-10}	-
Plutonium-244 ^d	2.7×10^{-8}	1.3×10^{-10}	1.0×10^{-6}	3.1×10^{-8}	1.6×10^{-10}	1.5×10^{-6}
Polonium-210	1.0×10^{-8}	1.6×10^{-9}	-	1.1×10^{-8}	2.3×10^{-9}	-
Potassium-40	2.1×10^{-10}	2.2×10^{-11}	5.5×10^{-7}	2.2×10^{-10}	3.4×10^{-11}	8.0×10^{-7}
Protactinium-231	2.5×10^{-7}	6.0×10^{-10}	1.1×10^{-6}	2.6×10^{-7}	8.8×10^{-10}	1.6×10^{-6}
Radium-226	2.4×10^{-8}	2.9×10^{-9}	5.8×10^{-6}	2.5×10^{-8}	4.0×10^{-9}	8.5×10^{-6}
Radium-228	9.0×10^{-8}	1.3×10^{-9}	8.4×10^{-6}	9.7×10^{-8}	1.9×10^{-9}	1.2×10^{-5}
Samarium-146	1.2×10^{-8}	4.0×10^{-11}	-	1.4×10^{-8}	5.3×10^{-11}	-
Samarium-151	8.6×10^{-12}	4.6×10^{-13}	-	9.2×10^{-12}	8.1×10^{-13}	-
Selenium-79	2.3×10^{-12}	6.7×10^{-12}	-	3.3×10^{-12}	9.7×10^{-12}	-
Strontium-90	1.0×10^{-10}	7.5×10^{-11}	-	1.1×10^{-10}	9.5×10^{-11}	-
Technetium-97	7.6×10^{-13}	2.3×10^{-13}	-	8.5×10^{-13}	3.9×10^{-13}	-
Technetium-98	2.6×10^{-11}	6.0×10^{-12}	4.4×10^{-6}	3.0×10^{-11}	1.0×10^{-11}	6.5×10^{-6}
Technetium-99	1.3×10^{-11}	2.3×10^{-12}	-	1.4×10^{-11}	4.0×10^{-12}	-
Thorium-229	2.2×10^{-7}	4.7×10^{-10}	7.8×10^{-7}	2.3×10^{-7}	7.2×10^{-10}	1.2×10^{-6}
Thorium-230	2.7×10^{-8}	8.0×10^{-11}	-	2.9×10^{-8}	1.2×10^{-10}	-
Thorium-232	4.1×10^{-8}	9.1×10^{-11}	-	4.3×10^{-8}	1.3×10^{-10}	-
Tin-121m	4.1×10^{-11}	2.9×10^{-12}	-	4.4×10^{-11}	5.1×10^{-12}	-
Tin-126	3.9×10^{-10}	3.0×10^{-11}	8.8×10^{-6}	4.2×10^{-10}	5.3×10^{-11}	1.3×10^{-5}
Tritium (H-3)	3.9×10^{-14}	4.4×10^{-14}	-	5.6×10^{-14}	6.5×10^{-14}	-
Uranium-232	1.8×10^{-8}	2.7×10^{-10}	-	1.9×10^{-8}	3.9×10^{-10}	-
Uranium-233	1.1×10^{-8}	6.3×10^{-11}	-	1.2×10^{-8}	9.7×10^{-11}	-
Uranium-234	1.1×10^{-8}	6.1×10^{-11}	-	1.1×10^{-8}	9.5×10^{-11}	-
Uranium-235	9.5×10^{-9}	6.2×10^{-11}	3.7×10^{-7}	1.0×10^{-8}	9.8×10^{-11}	5.4×10^{-7}
Uranium-236	9.9×10^{-9}	5.8×10^{-11}	-	1.0×10^{-8}	9.0×10^{-11}	-
Uranium-238	8.8×10^{-9}	7.5×10^{-11}	-	9.3×10^{-9}	1.2×10^{-10}	-
Zirconium-93	8.4×10^{-12}	1.7×10^{-12}	-	9.2×10^{-12}	2.6×10^{-12}	-

ДОДАТОК Д

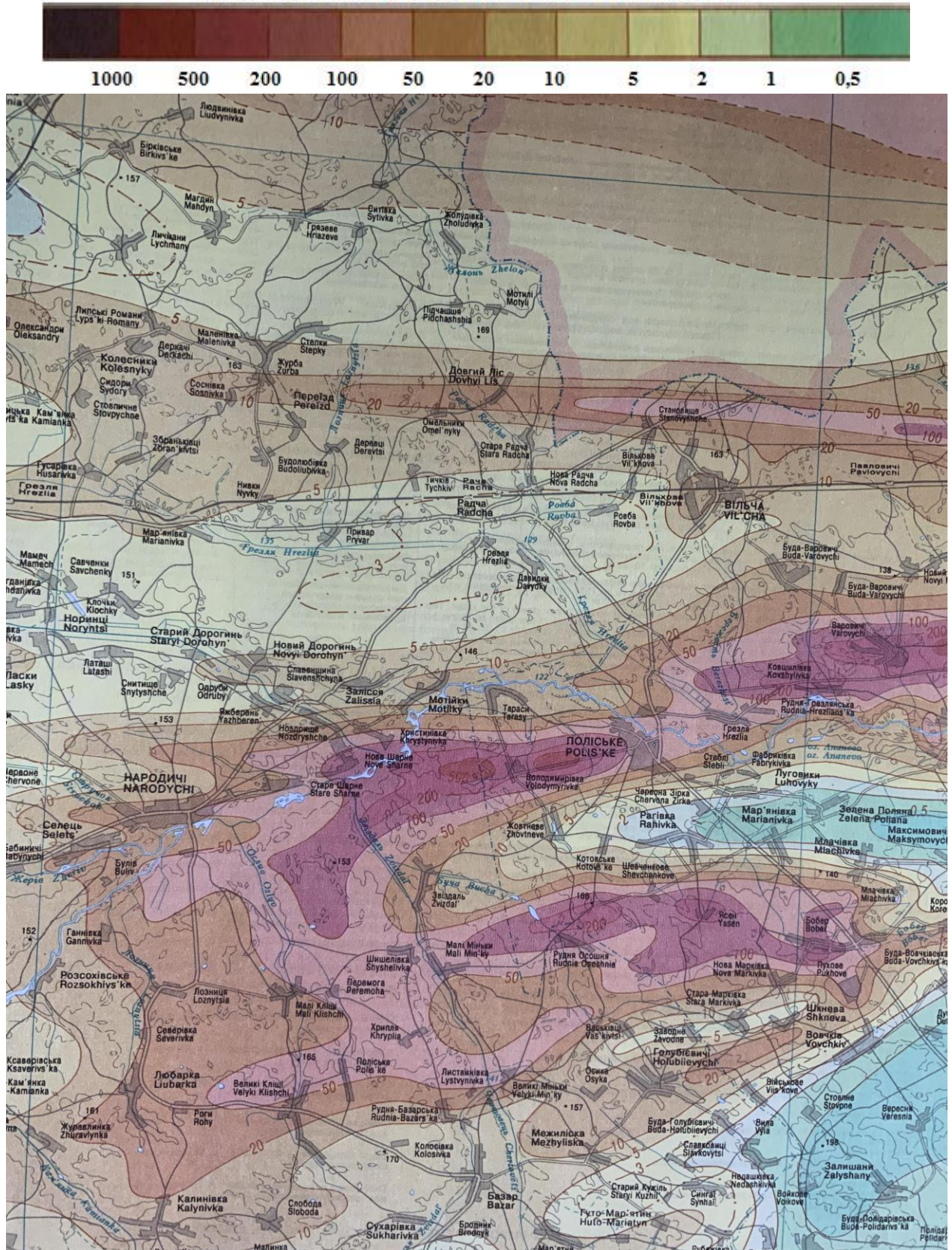
Шкала щільності забруднення ^{137}Cs ($\text{Ки}/\text{м}^2$)

Рис. Д1 – Карта ретроспективної оцінки щільності забруднення ^{137}Cs
(на 10 травня 1986р.) [25]

ДОДАТОК Е

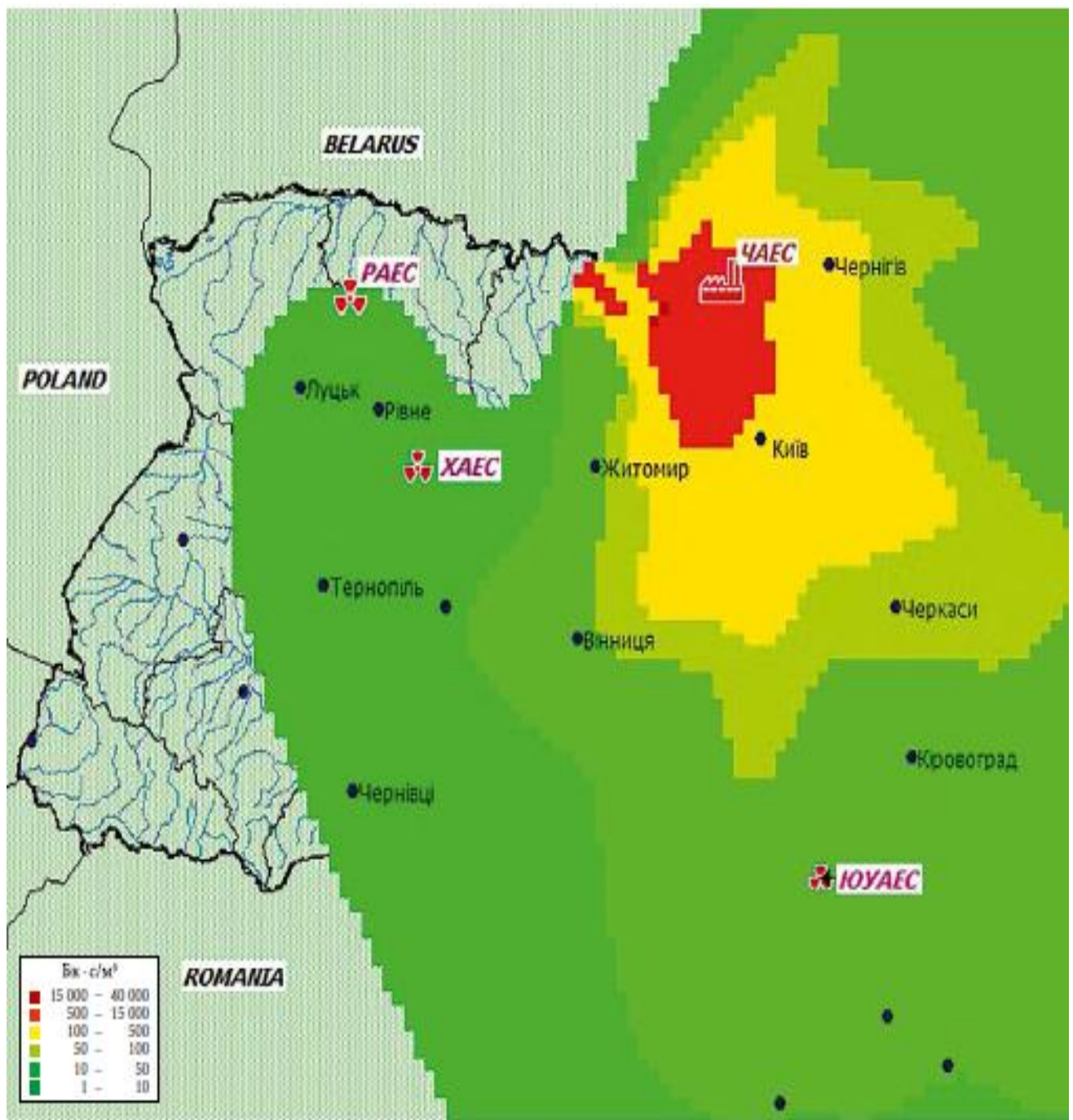


Рис. Е1 - Результати розрахунків поля інтегральної в часі концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі (Бк · с/м³), обумовленої підйомом продуктів горіння за період з 4 по 20 квітня 2020 р. [154]

ДОДАТОК Є

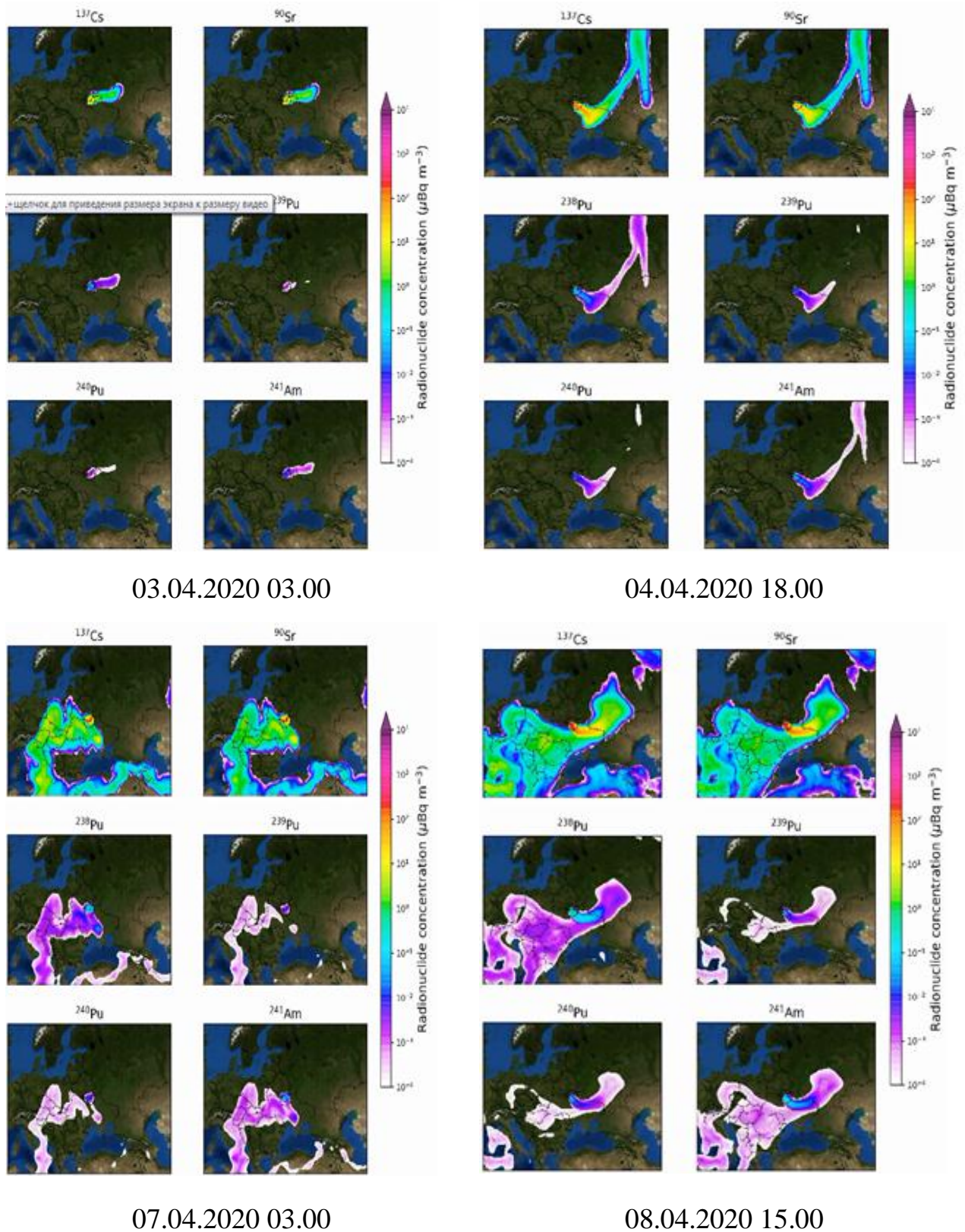
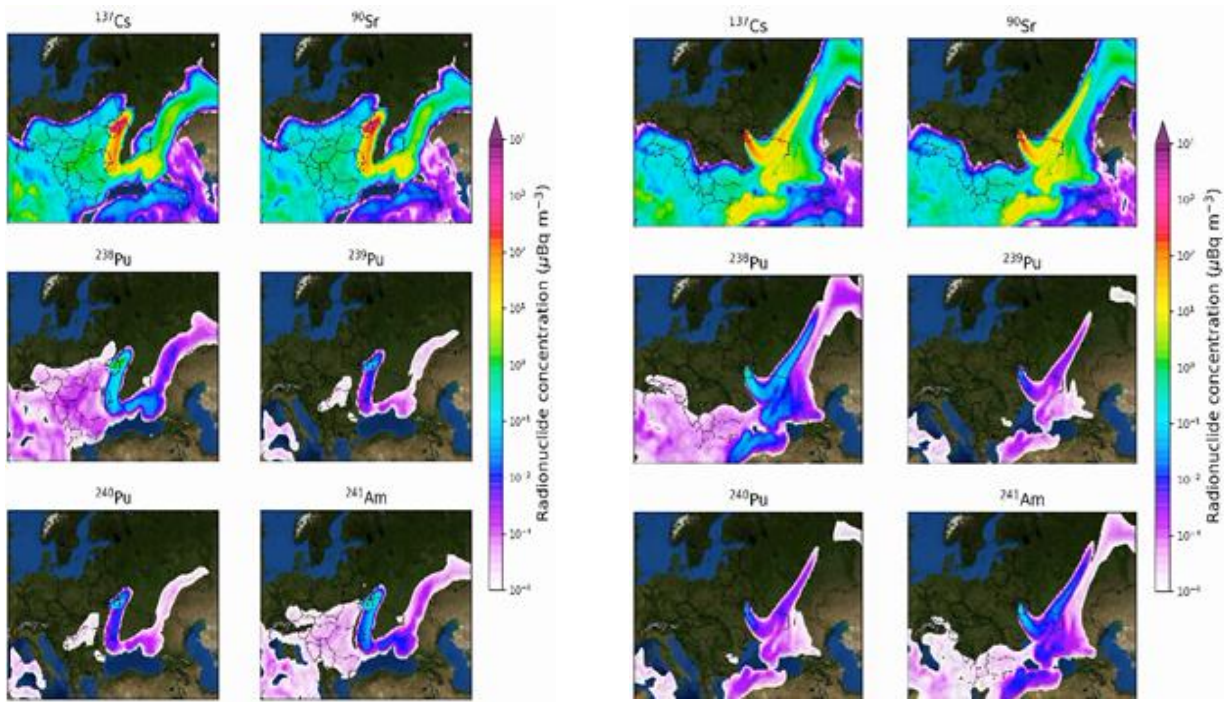
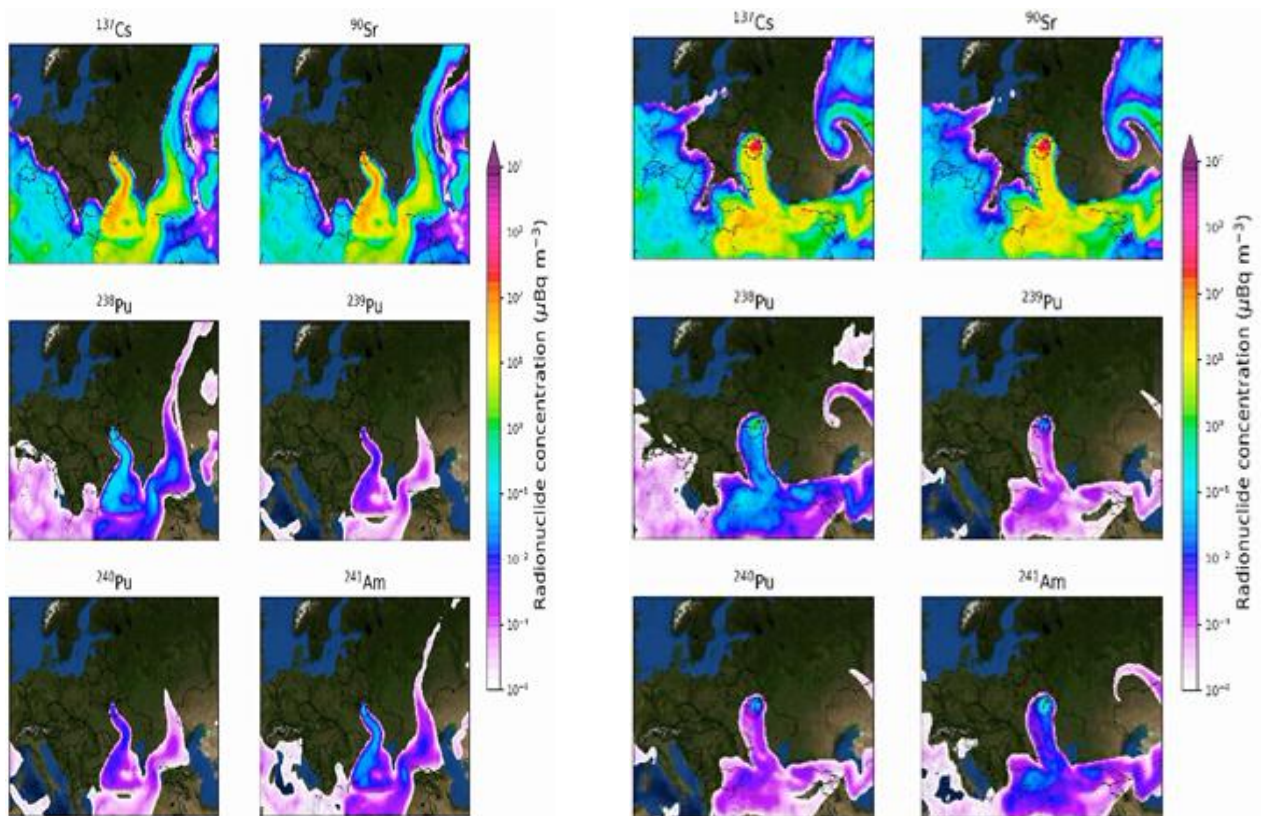


Рис. Є1 – Динаміка осадження ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am після ресуспензії внаслідок пожеж в 2020 році в ЧЗВ отримана на основі результатів [155]



09.04.2020 18.00

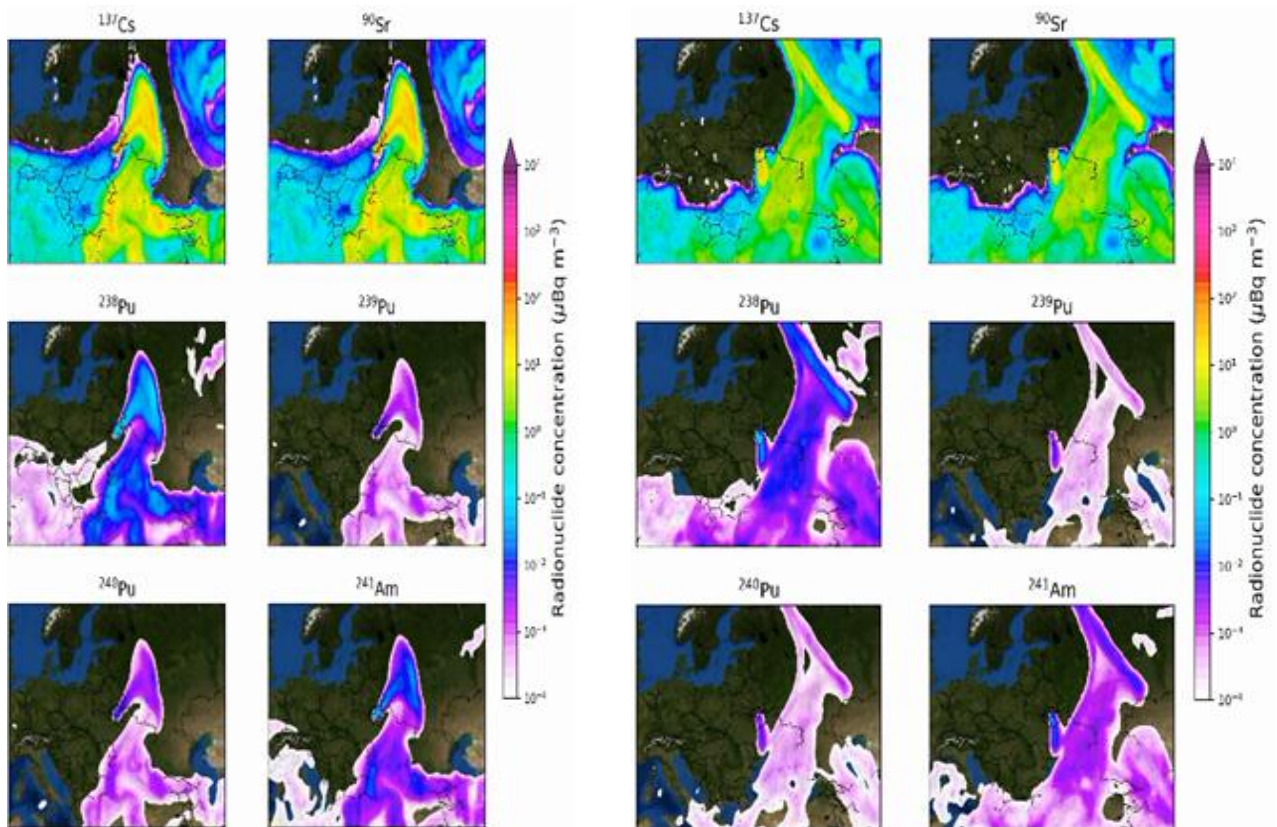
10.04.2020 18.00



11.04.2020 18.00

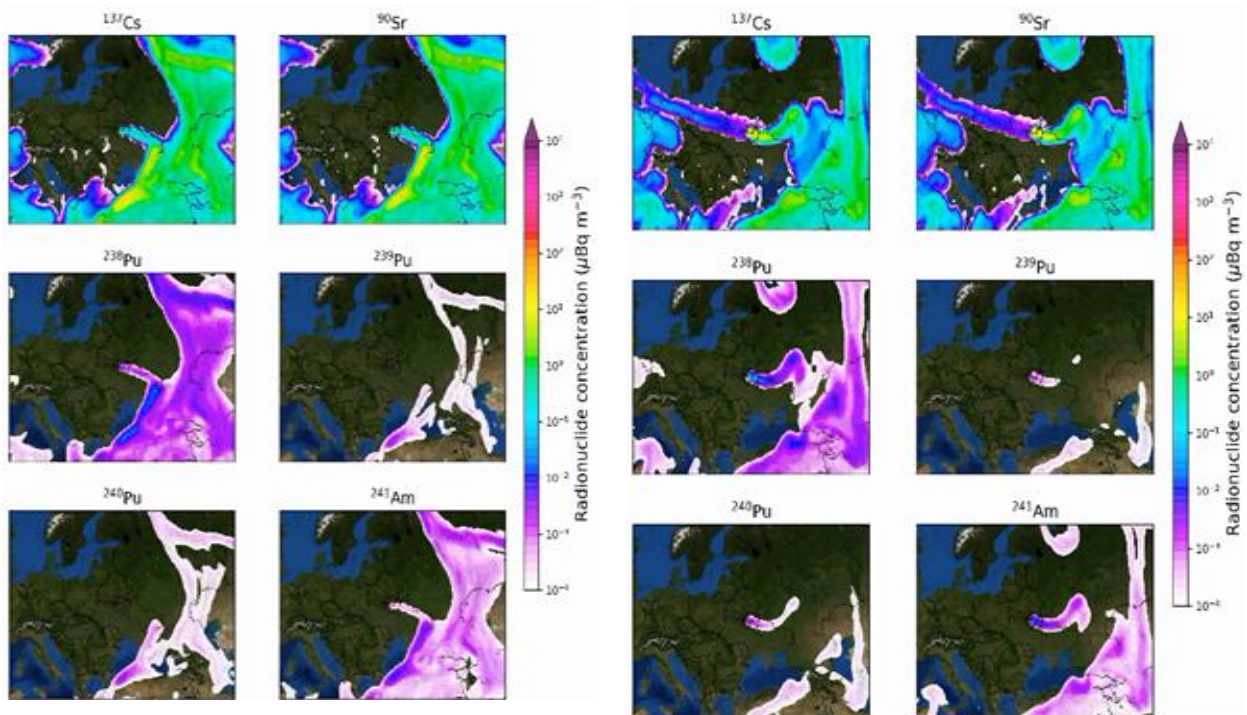
12.04.2020 18.00

Рис. С2 – Динаміка осадження ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am після ресуспензії внаслідок пожеж в 2020 році в ЧЗВ отримана на основі результатів [155]



13.04.2020 18.00

14.04.2020 18.00



15.04.2020 18.00

16.04.2020 18.00

Рис. Є3 – Динаміка осадження ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am після ресуспензії внаслідок пожеж в 2020 році в ЧЗВ отримана на основі результатів [155]

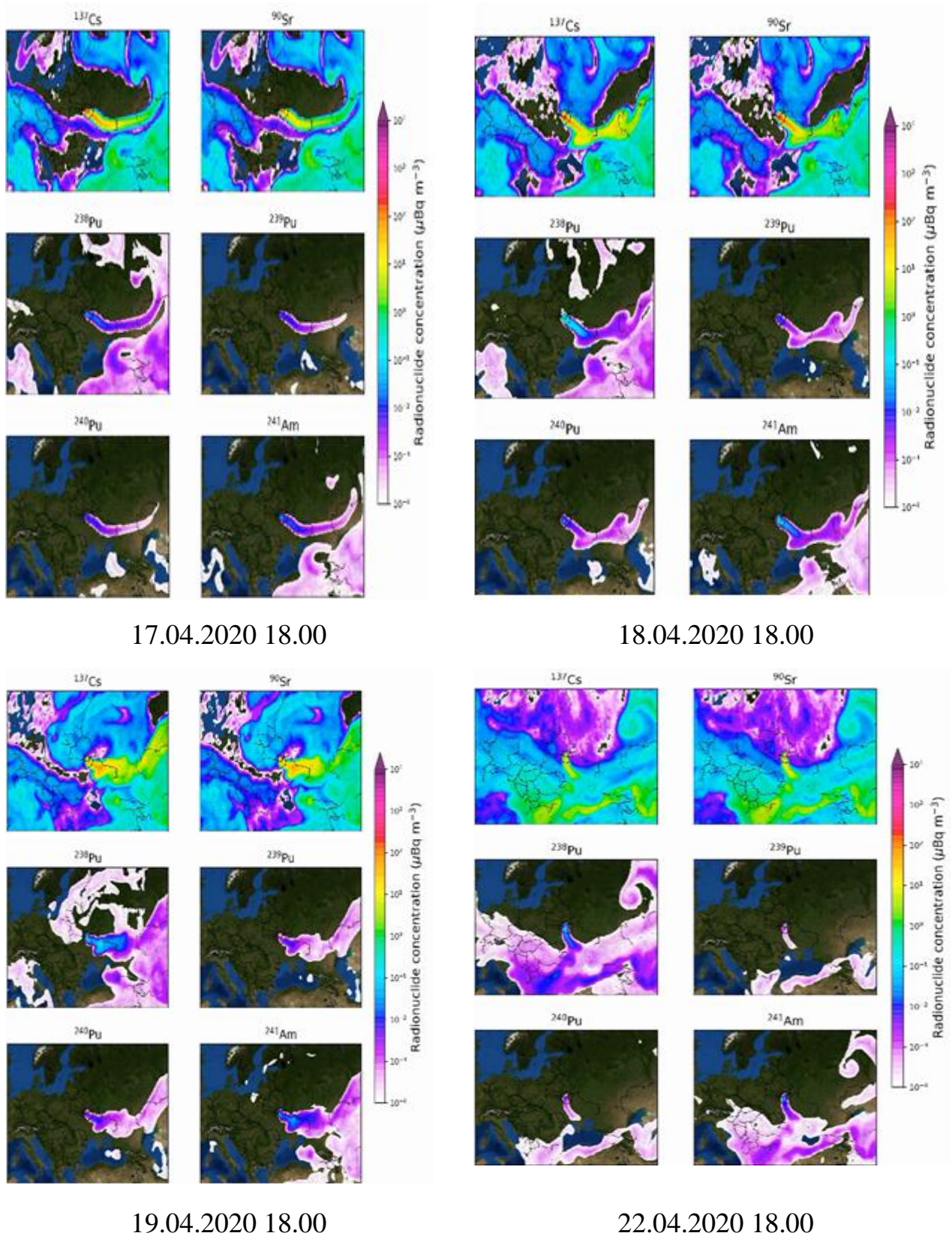


Рис. Є4 – Динаміка осадження ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am після ресуспензії внаслідок пожеж в 2020 році в ЧЗВ отримана на основі результатів [155]