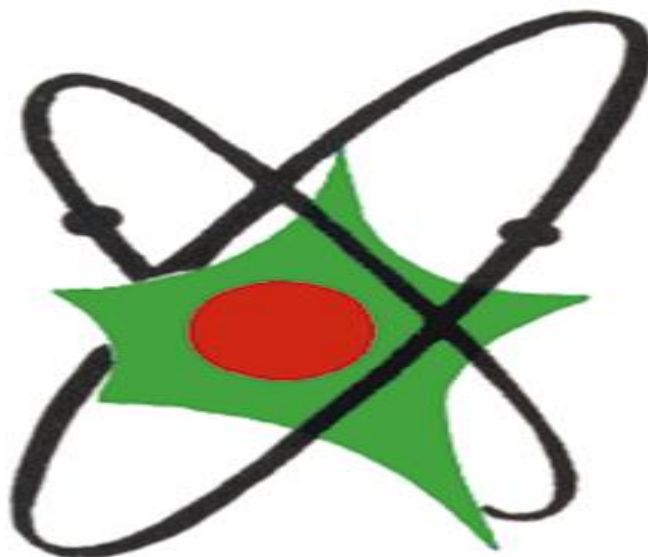


Міністерство екології та природних ресурсів України
Міністерство соціальної політики України
Національна академія наук України
Громадська рада при Мінприроди України
Радіобіологічне товариство України
Державне агентство України з управління зоною відчуження
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
Міжнародна академія наук екології та безпеки життєдіяльності
Інститут агроекології і природокористування
Інститут сільського господарства Полісся
Житомирський національний агроекологічний університет
Орхуський інформаційно-просвітницький центр
Асоціація агроекологів України
ВГО "Чиста хвиля"
ГО "Центр сучасних інновацій"
Експертний центр "Укрекобіокон"
Міжнародна Асоціація "Лікарі Чорнобиля"

Науково-практична конференція з міжнародною участю

"Радіоекологія-2014"



24-26 квітня 2014 року

*Видається за рішенням президії Радіобіологічного товариства України
(протокол № 5 від 14 квітня 2014 р.)*

Радіоекологія-2014. Матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю, м. Київ, 24–26 квітня 2014 року. – Житомир Вид-во ЖДУ ім. І. Франка – 366 с.

Оргкомітет конференції:

1. **Мохник А.В.** – міністр екології та природних ресурсів України (голова оргкомітету)
2. **Денісова Л.Л.** – міністр соціальної політики України (співголова оргкомітету)
3. **Гродзинський Д.М.** – академік НАН, д. б. н, професор, президент ВТ Радіобіологів (співголова оргкомітету)
4. **Холоша В.І.** – к.е.н., Голова Державного агентства України з управління зоною відчуження
5. **Бондар О.І.** – член-кор. НААН, д.б.н., професор, ректор ДЕА (заступник голови оргкомітету)
6. **Фурдичко О.І.** – академік НААН, д.е.н., професор, директор Інституту агроєкології і природокористування
7. **Нягу А.І.** – доктор медичних наук, професор Президент асоціації "Лікарі Чорнобиля"
8. **Савицький В. В.** – к.е.н., Голова громадської ради при Мінприроди України
9. **Гудков І.М.** – академік НААН, д.б.н., професор НУБП
10. **Рашидов Н.М.** – д.б.н., професор, зав. лаб. радіобіології Інституту клітинної біології і генетичної інженерії (заступник голови оргкомітету)
11. **Дутов О.І.** – д.с.-г.н., доцент ДЕА
12. **Азаров С.І.** – д.т.н., зав сектором радіаційної безпеки Інституту ядерних досліджень
13. **Кашпаров В.О.** – д.б.н., професор, директор Інституту с.г. радіології НУБП
14. **Прістер Б.С.** – академік НААН, д.б.н., г. н. с. Інституту проблем безпеки АЕС
15. **Славов В.П.** – член кореспондент НААН, д.с.-г.н., професор ЖНАЕУ
16. **Савченко Ю.І.** – академік НААН, д.с.-г.н., професор, пом. директора ІСГП
17. **Клименко М.О.** – академік УЕАН, д.с.-г.н., професор, директор ННІ агроєкології та землеустрою НУВГП
18. **Рахметов Д.Б.** – д.с.-г.н., професор, зав. відділом Національного Ботанічного саду ім. Гришка
19. **Шираєв В.М.** – голова комісії громадської ради Мінприроди
20. **Мокін В.Б.** – д.т.н., професор, директор Інституту МАД ВНТУ
21. **Войцицький В.В.** – д.т.н., професор НУБП
22. **Дрозд І.П.** – д.б.н., с. н. с. Інститут ядерних досліджень НАН України
23. **Дьоміна Е.А.** – доктор біологічних наук
24. **Борисюк М.М.** – голова секретаріату Комітету Верховної Ради України з питань екологічної політики, ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи;
25. **Кравець О.П.** – доктор біологічних наук
26. **Машковська А.А.** – начальник відділу радіаційної безпеки Міністерства охорони здоров'я України;
27. **Багай В.В.** – керівник апарату Національної комісії з радіаційного захисту населення України
28. **Гуреля В.В.** – к.с.-г.н., голова ВГО "Молодих екологів України" (секретар оргкомітету)
29. **Омельянець М.І.** – д.м.н., професор, г. н. с. НЦРМ
30. **Лико Д.В.** – академік МАНЕБ, д.с.-г.н., професор, зав кафедри екології РГУ
31. **Фещенко В.П.** – академік МАНЕБ, д.т.н. доцент (секретар оргкомітету, модератор)



Шановні науковці та практики!

Вітаю Вас на науково-практичній конференції з міжнародною участю «Радіоекологія-2014».

На жаль, в усьому світі Україна асоціюється насамперед з Чорнобильською аварією. Адже у нас сталася найбільша за всю історію людства ядерна техногенна катастрофа, з наслідками якої ми продовжуємо жити і працювати. До розв'язання багатьох чорнобильських проблем людство виявилось не готовим. Зокрема до того, як утримувати і використовувати забруднені радіонуклідами землі, особливо там, де живуть люди. Саме тому науковці й сьогодні, через 28 років після катастрофи, обговорюють можливі варіанти

розв'язання цих проблем.

Перед вченими України проблеми Чорнобильської АЕС постали задовго до катастрофи – ще на стадії розробки проектних рішень щодо будівництва електростанції. Вже тоді науковці доводили, що небезпечно споруджувати АЕС поблизу Києва, нагадували про нестабільність у геологічному аспекті чорнобильської платформи. Однак ці застереження були проігноровані. Результат – жахлива катастрофа і численні постчорнобильські проблеми, зокрема ті, які стосуються раціонального використання і утримання забруднених радіонуклідами земель.

На сьогодні для України важливим є послідовне проведення масштабних реформ та здійснення модернізації у всіх сферах суспільного життя у тому числі і науці. Інноваційно-інвестиційна модель економічних перетворень передбачає прийняття нестандартних рішень, реалізацію інноваційних проектів науковців, а також широке впровадження наукових розробок у виробничу сферу.

Дуже важливо, щоб результати наукових досліджень відповідали тенденціям розвитку світової науки та державним науково-технічним пріоритетам, основним з яких є саме радіоекологія.

Вірю, що спільними зусиллями найближчим часом ми зможемо досягти суттєвих зрушень в економіці, зберегти та примножити інтелектуальні надбання Українського народу, що Україна займе гідне місце серед найбільш розвинутих країн світу.

Уряд і надалі підтримуватиме розвиток радіоекологічної галузі, спрямовуватиме зусилля на подальше зміцнення наукового та науково-технічного потенціалу держави.

Міністр екології та природних ресурсів України

А.В. Мохнік



Шановні учасники і гості конференції!

Від щирого серця прийміть найщиріші вітання всіх учасників науково-практичній конференції з міжнародною участю "Радіоекологія-2014."!

На превеликий жаль, у соціальній сфері існує великий перелік проблем, серед яких на передній план, поряд з економічними, виступають і радіоекологічні та медичні. У їх розв'язанні важливою є роль учених, здатних поліпшити соціальну ситуацію, забезпечити раціональне природокористування і охорону навколишнього середовища.

Сподіваюсь, що питання, передбачені для обговорення на цьому високому представницькому форумі, фахові діалоги та дискусії будуть сприяти розвитку вітчизняної радіоекологічної науки, подальшому вдосконаленню державно-екологічних відносин, утвердженню в нашому суспільстві сталого розвитку, злагоди та єднання.

Усі ми є переконані, що державотворчий процес в Україні має відбуватися на засадах збереження довкілля, вільного розвитку суспільного життя. Щоденно кожен із нас своїми діями має доводити своє прагнення до конструктивної співпраці з громадами, всіляко підтримує її прагнення, спрямоване за зміцнення фізичного, духовного, морального здоров'я нації.

Переконана, що робота нашою представницької конференції зробить вагомий внесок у становлення єдності, сприятиме збагаченню духовного потенціалу нашого народу, гармонізації відносин між громадами і державними інститутами.

Від результатів Вашої нелегкої соціально - екологічної праці залежить добробут кожної родини, економічні перетворення і соціальна стабільність у державі.

Ви працюєте, постійно долаючи примхи природи, техногенні катаклізми незважаючи на всі негаразди. Ваша самовідданість, майстерність, витримка і наполегливість допомагають підготувати молоде покоління професіоналів і переконливих принципових фахівців радіоекологів.

Вірю, що спільними зусиллями ми зробимо життя українського народу кращим.

Бажаю учасникам і гостям плідної роботи, миру, добра, життєвої наснаги, Вам і Вашим родинам міцного здоров'я, щастя, злагоди та достатку!

Міністр соціальної політики України

Л.Л. Денісова



Шановні колеги, друзі!

Від імені Національна академія наук України, Радіобіологічного товариства України і організаційного комітету конференції вітаю учасників і гостей щорічної науково-практичної конференції “Радіоекологія” мета якої обмін науково-теоретичною та практичною інформацією, узагальнення результатів наукових досліджень та практичної діяльності з проблем радіоекології, парадигми сучасної радіоекологічної безпеки життєдіяльності людини, радіоекологічної освіти та виховання. Де сформована добра традиція збиратися разом, проводити плідні дискусії, працювати над розв’язанням актуальних проблем радіобіологічної науки, охорони навколишнього природного середовища, збереження і відтворення біорізноманіття.

Останніми десятиліттями дедалі актуальнішою стає проблема біологічної дії іонізуючих випромінювань. Це зумовлено невинним зростанням інтенсивності ультрафіолетових променів, унаслідок чого людина й будь-які інші організми зазнають усе більшого впливу іонізуючих випромінювань. До підвищення радіоактивності навколишнього природного середовища призводить насамперед дальший розвиток ядерної енергетики, розширення використання джерел іонізуючих випромінювань у медицині й наукових дослідженнях.

Найтяжчими для людини й біоти стали наслідки аварії на Чорнобильській атомній електростанції в 1986 році- найбільшої в історії цивілізації техногенної катастрофи.

Отже, людині необхідно вміти протидіяти негативному впливові іонізуючих випромінювань на біологічні системи й насамперед на свій організм, а тому надзвичайної ваги набувають знання механізмів дії радіації на живі клітини, на речовини, що входять до їхнього складу.

Радіобіологія є інтегрально пов’язаною з соціальною, економічною та науковою галузями. Тому основні завдання держави - не просто наростити виробництво, а забезпечити якість продукції, всебічний розвиток територій і збереження довкілля. Адже впровадження сучасних заходів у екології, є невід’ємною частиною загальної мети політики уряду країни = покращити якість життя громадян, забезпечити процвітання прийдешніх поколінь.

Зичу Вам міцного здоров’я, нехай рясно колосяться ваші життєві ниви, а в родинах панує мир, добробут і злагода, трудової наснаги на науково-педагогічній ниві та нових творчих звершень на благо народу України.

*Академік НАН, професор, д. б. н., Президент Радіобіологічного товариства України
Д.М. Гродзинський*

ЗМІСТ

Dmitriev A.P., Grodzinskiy D.M., Gushcha M.I., Dyachenko A.I. EFFECT OF LOW DOSE CHRONIC RADIATION ON PLANT-PATHOGEN INTERACTIONS IN 30-KM CHERNOBYL EXCLUSION ZONE	13
Гудков І.М. РАДІОЕКОЛОГІЯ КИЄВА ТА ЙОГО ОКОЛИЦЬ.....	18
Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Родина В.В. НАДЕЖНОСТЬ ЭКОСИСТЕМ В РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ	22
Перепелятніков Г.П., Перепелятнікова Л.В., Калиненко Л.В., Гавриленко О.В. РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ	26
Надточій П.П., Мартенюк М.В. РАДІОЕКОЛОГІЧНА СКЛАДОВА РЕГІОНАЛЬНИХ СТРАТЕГІЙ ТА ПЛАНІВ ДІЙ З ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА (НА ПРИКЛАДІ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ)	29
Кравец А.П., Соколова Д.А., Венгжен Г.С. ЯВЛЕНИЕ ЭПИГЕНЕТИЧЕСКОГО ПОЛИМОРФИЗМА В КОНТЕКСТЕ КЛЮЧЕВЫХ РАДИОБИОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ: ЭФФЕКТЫ МАЛЫХ ДОЗ И РАДИОУСТОЙЧИВОСТЬ.	34
Дідух М.І. ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ ЦЕОЛІТУ ДЛЯ ОЧИСТКИ ВІДХОДІВ БІОГАЗОВОЇ УСТАНОВКИ ВІД РАДІОНУКЛІДІВ.....	38
Гудков Д.И., Протасов А.А., Щербак В.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б., Дьяченко Т.Н., Силаева А.А. ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ И УРОВНЕЙ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОСНОВНЫХ КОМПОНЕНТОВ БИОЦЕНОЗА ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС	43
Присяжнюк А.Є., Базика Д.А., Романенко А.Ю., Гудзенко Н.А., Фузік М.М., Троцюк Н.К., Федоренко З.П., Гулак Л.О., Слипенюк К.М., Бабкіна Н.Г., Хухрянська О.М., Горох Е.Л. РИЗИКИ РАКУ В ГРУПАХ НАСЕЛЕННЯ УКРАЇНИ, ПОСТРАЖДАЛОГО ВНАСЛІДОК ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ, ЧВЕРТЬ СТОЛІТТЯ ПО ТОМУ	48
Шевченко И.Н. БИОИНДИКАЦИЯ РАННИХ ПРИЗНАКОВ ДЕЙСТВИЯ МАЛЫХ ДОЗ РАДИАЦИИ	52
Барбашев С.В. МЕТОДОЛОГИЯ МОНИТОРИНГА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ АЭС ПРИ ШТАТНОМ РЕЖИМЕ РАБОТЫ И КОММУНАЛЬНОЙ АВАРИИ.....	55
Беляева Н.В., Мазниченко О.Л., Беляев Ю.Н., Настина Е.М. CD31(+) Т-КЛЕТОЧНО-ОПОСРЕДОВАННЫЙ ИММУННЫЙ ОТВЕТ У УЧАСТНИКОВ ЛИКВИДАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧАЭС С ИШЕМИЧЕСКОЙ БОЛЕЗНЬЮ СЕРДЦА.....	59
Бузунов В.О., Войчулене Ю.С., Капустинська О.А. КАРДІО- ТА ЦЕРЕБРОВАСКУЛЯРНА ПАТОЛОГІЯ У ПОСТРАЖДАЛИХ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС. РЕЗУЛЬТАТИ ЕПІДЕМІОЛОГІЧНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ.	63

Виноградська В.Д., Прістер Б.С., Васько Н.М., Максименко Ю.В. АЛГОРИТМ ДЛЯ ПЛАНУВАННЯ АГРОХІМІЧНИХ ЗАХОДІВ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ З ВИКОРИСТАННЯМ ПРОГНОЗУВАННЯ КОНЦЕНТРАЦІЇ ¹³⁷ CS I ⁹⁰ SR В РОСЛИНАХ	68
Бондар Ю.О. ЧАСТОТА ПРОЯВУ ЦИТОГЕНЕТИЧНИХ ПОРУШЕНЬ ПРИ ХРОНІЧНОМУ ОПРОМІНЕННІ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ АЕС	72
Рахметов Д.Б., Волощук В.П., Рибак О.М. ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ РЕЧОВИН У НАДЗЕМНІЙ МАСІ ТА БУЛЬБАХ РОСЛИН ТОПІНСОЯШНИКА В УМОВАХ ПРАВОБЕРЕЖНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ	75
Гаврилюк А.В., Бортнік А.М. РОЛЬ ОВОЧЕВИХ КУЛЬТУР У ФОРМУВАННІ ДОЗ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ ЛЮДИНИ ІОНІЗУЮЧОЮ РАДІАЦІЄЮ	78
Ганжа О.Б., Главін О.А., Дружина М.О., Маковецька Л.І., Михайленко В.М. ВПЛИВ ФРАКЦІОНОВАНОГО ОПРОМІНЕННЯ ТА ОКСИДІВ АЗОТУ НА РІСТ І РОЗВИТОК ПЕРЕЩЕПЛЕНИХ ПУХЛИН У ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ТВАРИН	80
Глузман Д.Ф., Скляренко Л.М., Коваль С.В., Родионова Н.К., Завелевич М.П., Ивановская Т.С., Украинская Н.И., Полудненко Л.Ю. ЛЕЙКОЗЫ, АССОЦИИРОВАННЫЕ С ДЕЙСТВИЕМ РАДИАЦИИ	85
Голуб В.О., Голуб С.М., Голуб Г.С. ФОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ У НАСЕЛЕННЯ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ В УМОВАХ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ	89
Григор'єва Л.И., Томілін Ю.А., Кльосова А.О., Григор'єв К.В. РОЗПОВСЮДЖЕННЯ У ДОВКІЛЛІ ТА ДОЗОВЕ НАВАНТАЖЕННЯ ВІД ТЕХНОГЕННОГО ТРИТІО	93
Григор'єва Л.И., Томілін Ю.А., Григор'єв К.В., Кльосова А.О. ЕКСПРЕС-ОЦІНКА ІНТЕГРАЛЬНОГО ДОЗОВОГО РИЗИКУ У ПОСТАВАРІЙНИЙ ПЕРІОД	96
Гулаков А.В., Пенъкевич В.А. ФИЗИОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ И ПАРАЗИТОФАУНА ДИКОГО КАБАНА, ОБИТАЮЩЕГО НА ТЕРРИТОРИИ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС	102
Демченко О.М., Дьоміна Е.А., Пилипчук О.П., Михайленко В.М. ФОРМУВАННЯ ІНДУКОВАНИХ ПОШКОДЖЕНЬ ХРОМОСОМ В СОМАТИЧНИХ КЛІТИНАХ ЛЮДИНИ ЗА КОМБІНОВАНОЇ ДІЇ КОФЕЇНУ З ЧИННИКАМИ ХІМІЧНОЇ ТА ФІЗИЧНОЇ ПРИРОДИ	105
Бази́ка Д.А., Мабучі К., Дягіль І.С., Хатч М., Гудзенко Н.А., Чумак В.В., Заблотська Л.Б., Бабкіна Н.Г., Баханова О.В., Троцюк Н.К. ЛЕЙКЕМІЯ СЕРЕД УЧАСНИКІВ ЛІКВІДАЦІЇ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧАЕС. РОЛЬ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ТА ІНШИХ ЧИННИКІВ У ФОРМУВАННІ РИЗИКІВ	108
Дерев'я́нко Л.П., Талько В.В., Атаманюк Н.П., Шелковський М.В., Фролова Н.О., Яніна А.М., Чумак А.А., Косякова Г.В., Мегедь О.Ф., Гула Н.М. ВПЛИВ N-СТЕАРОЇАЕТАНОЛАМІНУ НА ФУНКЦІОНАЛЬНИЙ СТАН ГОНАДНОЇ СИСТЕМИ САМЦІВ ЩУРІВ ЗА РІЗНИХ УМОВ КОМБІНОВАНОЇ ДІЇ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЕННЯ І СТРЕСУ	112

Гудков Д.И., Дзюбенко Е.В., Шевцова Н.Л. ВЛИЯНИЕ ХРОНИЧЕСКОГО И ОСТРОГО ОБЛУЧЕНИЯ НА ЧАСТОТУ И СООТНОШЕНИЕ ОСНОВНЫХ ТИПОВ ХРОМОСОМНЫХ АБЕРРАЦИЙ У ПРЕСНОВОДНОГО МОЛЛЮСКА <i>LYMNAEA STAGNALIS</i> L.....	116
Дрозд І.П., Липська А.І., Сова О.А. ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ ЩИТОПОДІБНОЇ ЗАЛОЗИ ТА ПРОТИРАДІАЦІЙНИЙ ЗАХИСТ ЗА ТРИВАЛОГО НАДХОДЖЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ ІЗОТОПІВ ЙОДУ	120
Дубчак С.В. РОЛЬ АРБУСКУЛЯРНИХ МІКОРИЗНИХ ГРИБІВ У НАКОПИЧЕННІ ¹³⁷ Cs РОСЛИНАМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ У ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ҐРУНТІВ	125
Мартенюк Г.М., Дунаєвська О.Ф. РАДІОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ТА ЛІСОВОЇ ПРОДУКЦІЇ НА ТЕРИТОРІЇ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	130
Дутов О.І. ФОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД РОЗВИТКУ РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ.....	131
Zarubina N. INFLUENCE OF ACCIDENT ON CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT ON CONTAMINATION OF THE FUNGI WITH RADIONUCLIDES	137
Зарубин О.Л., Зарубина Н.Е., Костюк В.А., Малюк И.А. ¹³⁷ Cs В БИОТЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС НА ЭТАПЕ ЕГО ТРАНСФОРМАЦИИ.....	141
Калиненко Л.В., Перепелятнікова Л.В., Сова С.І. ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАЛЕЖНОГО РІВНЯ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ НАСЕЛЕННЯ НА ПОСТРАЖДАЛИХ ВНАСЛІДОК ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ ТЕРИТОРІЯХ.....	142
Клементьева Е.А., Король Р.А., Никитин А.Н. ПОВЕДЕНИЕ ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ НА ТЕРРИТОРИИ ПОЛЕССКОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА	147
Колосинська О.О. РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ ТА ПОШИРЕНІСТЬ РОЗСІЯНОГО СКЛЕРОЗУ СЕРЕД НАСЕЛЕННЯ УКРАЇНИ.....	151
Красникова Л.И., Бузунов В.А. РАДИАЦИОННЫЙ И НЕРАДИАЦИОННЫЕ ФАКТОРЫ РИСКА РАЗВИТИЯ НЕОНКОЛОГИЧЕСКИХ ЗАБОЛЕВАНИЙ. РЕЗУЛЬТАТЫ ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ.....	154
Лавренчук Г.Й., Гапсєнко Д.Д. МОРФОФУНКЦІОНАЛЬНІ ВЛАСТИВОСТІ ФІБРОБЛАСТІВ IN VITRO ЗА КОМБІНОВАНОЇ ДІЇ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ТА ІОНІВ НІКЕЛЮ	159
Король Р.А., Тимохина Н.И. МИГРАЦИЯ ТУЭ ПО ТРОФИЧЕСКИМ ЦЕПЯМ И ВЛИЯНИЕ УСЛОВИЙ СОДЕРЖАНИЯ КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА НА ПЕРЕХОД ТУЭ В ПРОДУКЦИЮ ЖИВОТНОВОДСТВА	163
Липська А.І., Ніколасв В.І., Шитюк В.А., Куліч Н.В. СУЧАСНИЙ СТАН ТЕХНОГЕННИХ РАДІОНУКЛІДІВ В БЛИЖНІЙ ЗОНІ ЧАЕС	166

Атаманюк Н.П., Дерев'янка Л.П., Талько В.В., Родіонова Н.К., Шелковський М.В., Косякова Г.В., Мегедь О.Ф., Гула Н.М., Чумак А.А. ПОРІВНЯННЯ РАДІОМОДИФІКУЮЧИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ КАНАБІНОЇДНОГО ПРЕПАРАТУ N-СТЕАРОЇЛЕТАНОЛАМІНУ ЗА РІЗНИХ УМОВ ЙОГО ЗАСТОСУВАННЯ В ЕКСПЕРИМЕНТІ	170
Лукомський О.М. ПРОГНОЗУВАННЯ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ НАСЕЛЕННЯ ЗА ВЕЛИЧИНОЮ ПИТОМОГО РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПРИРОДНОГО ТРАВСТОЮ ТЕРИТОРІЇ НАРОДИЦЬКОГО РАЙОНУ	172
Луценко А.Г., Матасар И.Т., Петрищенко Л.Н. ПРОФИЛАКТИКА ЭСSENЦИАЛЬНЫХ НУТРИЕНТНЫХ ДЕФИЦИТОВ У ДЕТЕЙ МЛАДШЕГО ВОЗРАСТА, ПРОЖИВАЮЩИХ НА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ УКРАИНСКОГО ПОЛЕСЬЯ	175
Майдебуря О.П. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ НА ПІВДНІ УКРАЇНИ	180
Матвеева И.В. ПРОБЛЕМЫ НАДЕЖНОСТИ ЛОКАЛЬНОЙ АГРОЭКОСИСТЕМЫ ПРИ РАДИОНУКЛИДНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ.....	182
Меженський А.О., Меженська Н.А., Прокопенко Т.О. СИСТЕМА РАДІОЛОГІЧНОГО ЛАБОРАТОРНОГО КОНТРОЛЮ ЗА ОБ'ЄКТАМИ ВЕТЕРИНАРНОГО НАГЛЯДУ В УКРАЇНІ.....	186
Михеев А.Н. КАНЦЕРОГЕННЫЙ РАДИОГЕННЫЙ РИСК. 2-Й «ОСНОВНОЙ» РАДИОБИОЛОГИЧЕСКИЙ ПАРАДОКС	189
Шестопалов В.М., Моїсєєв А.Ю., Родіонова Н.К., Ганжа О.Б., Маковецька Л.І., Дружина М.О., Моїсєєва Н.П. ДОСЛІДЖЕННЯ РАДІОПРОТЕКТОРНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ МІНЕРАЛЬНИХ ВОД ТИПУ "НАФТУСЯ"	194
Назаров В.П., Дерев'янка Л.П. ВИКОРИСТАННЯ КОНЦЕНТРАТУ ЕЛАМІНУ З БУРОЇ МОРСЬКОЇ ВОДОРОСТІ ЛАМІНАРІЇ ДЛЯ НАСЕЛЕННЯ, ЩО ПРОЖИВАЄ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТА ЕНДЕМІЧНИХ ЗА ВМІСТОМ ЙОДУ ТЕРИТОРІЯХ	198
Нетребя Ю.А., Мисловський О.Л. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕННЯ МОЛОКА НА ПРИКЛАДІ ПРИВАТНИХ ГОСПОДАРСТВ НЕМИРІВКИ	202
Бази́ка Д.А., Омеля́нець М.І. ОБҐРУНТУВАННЯ Й ПРОПОЗИЦІЇ ДО НОВОЇ КОНЦЕПЦІЇ ЛІКВІДАЦІЇ НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ В УКРАЇНІ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД.....	205
Сушко В.О., Дроздова В.Д., Незговорова Г.А., Федірко П.А., Саркісова Е.О., Бомко М.О. НОЗОЛОГІЧНА СТРУКТУРА ПАТОЛОГІЧНИХ СТАНІВ У ПЕРСОНАЛУ, ЩО ПРАЦЮЄ В РАМКАХ ПРОЕКТУ ПЕРЕБУДОВИ ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ» ДСП ЧАЕС НА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНУ СИСТЕМУ, ЗГІДНО РЕЗУЛЬТАТІВ МЕДИЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЗА 2013 РІК.	210
Поморцева Н.А., Гудков Д.И., Родионова Н.К., Каглян А.Е., Назаров А.Б. СОСТОЯНИЕ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ РЫБ ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ РАДИАЦИОННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ.....	214

Бузунов В.А., Прикащикова Е.Е., Губина И.Г., Костюк Г.В., Терешенко С.А., Маршк К.Д. ДИНАМИКА РАЗВИТИЯ БОЛЕЗНЕЙ СИСТЕМЫ КРОВООБРАЩЕНИЯ В ТЕЧЕНИЕ 1988 – 2010 ГОДОВ СРЕДИ ЖИТЕЛЕЙ РАДИОАЦИОННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ВСЛЕДСТВИЕ КАТАСТРОФЫ НА ЧАЭС В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ВСЕГО ТЕЛА И ВОЗРАСТА: ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ	219
Прилипко В.А., Озерова Ю.Ю., Морозова М.М., Шевченко К.К. МОНІТОРИНГ СОЦІАЛЬНОЇ ЗАБЕЗПЕЧЕНОСТІ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ ВИВЧЕННЯ ГРОМАДСЬКОЇ ДУМКИ	223
Рашидов Н.М., Бережна В.В., Сакада В.І. ОСОБЛИВОСТІ РОСТУ І РОЗВИТКУ РОСЛИН ЗА УМОВ ДІЇ ХРОНІЧНОГО ОПРОМІНЕННЯ ..	227
Пчеловська С.А., Салівон А.Г., Тонкаль Л.В. ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДУ ФАКТОРУ РАДІОЄМНОСТІ ДЛЯ ДОСЛІДЖЕННІ АДАПТАЦІЇ РОСЛИН КУКУРУДЗИ ДО ДІЇ ХЛОРИДУ КАДМІЮ.....	230
Розпутній О.І., Перцьовий І.В., Герасименко В.Ю. ФОРМУВАННЯ ДОЗИ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ СІЛЬСЬКОГО НАСЕЛЕННЯ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ ЦЕНТРАЛЬНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ	233
Рябченко Н.М. ЦИТОГЕНЕТИЧНІ ПОКАЗНИКИ В ОЦІНЦІ ІНДИВІДУАЛЬНОЇ РАДІАЦІЙНОЇ ЧУТЛИВОСТІ ЛЮДИНИ	236
Єременко С.А., Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Білошицький М.В., Смірнова О.М., Власенко Є.А., Пруський А.В. РАДІОЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЛІСОВИХ ПОЖЕЖ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ	240
Гриневич Ю.П., Липська А.І., Телецька С.В., Циганок Т.В. ВПЛИВ ¹³¹ I НА ОКИСНИЙ ГОМЕОСТАЗ ЩУРІВ	244
Domina E.A. PREVENTION THE DEVELOPMENT OF RADIATION CANCEROGENESIS	247
Скакальська О.І. ЕКОЦЕНОТИЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЦЕНОПОПУЛЯЦІЙ <i>PINGUICULA BICOLOR</i> WOŁSZCZ. В МЕЖАХ ТЕРИТОРІЇ «ГАРБУЗІВСЬКОГО БОЛОТА».....	251
Скиба В.В., Розпутній О.І. БІОІНДИКАЦІЙНІ ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ¹³⁷ Cs І ⁹⁰ Sr ВИЩИМИ ВОДНИМИ РОСЛИНАМИ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ВОДОЙМ.....	254
Скорбильна О.О., Тетерук О.Р., Фещенко В.П. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА МІНІМАЛІЗОВАНОГО ОБРОБІТКУ ҐРУНТУ, ЗАБРУДНЕНОГО РАДІОНУКЛІДАМИ, НА БАЗІ ДГ "ТРОЗИНСЬКЕ"	258
Соболев А.С. АНАЛІЗ МЕТОДІВ ЩОДО РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ПРОДУКТІВ ХАРЧУВАННЯ НА ВІДПОВІДНІСТЬ ПРИНЦИПАМ СИСТЕМИ НАССР	261
Сушко В.О., Базика Д.А., Ліхтарьов І.А., Ляшенко Л.О., Берковський В.Б., Логановський К.М., Нечаєв С.Ю., Швайко Л.І., Саркісова Е.О., Колосинська О.О., Дроздова В.Д., Бончук Ю.В., Арясов П.Б., Незговорова Г.А., Татаренко О.М. РАДІАЦІЙНИЙ ЗАХИСТ І ЗДОРОВ'Я ПЕРСОНАЛУ ПІДРЯДНИХ ПІДПРИЄМСТВ, ЩО ВИКОНУЮТЬ РОБОТИ З ПЕРЕТВОРЕННЯ ОБ'ЄКТА "УКРИТТЯ" ДСП ЧАЕС НА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНУ СИСТЕМУ	263

Сушко В.О., Швайко Л.І., Бази́ка К.Д., Ряжська А.С., Стадні́чук О.М., Апосто́лова О.В. ДОВГОТРИВАЛІ ДОСЛІДЖЕННЯ БРОНХОЛЕГЕНЕВОЇ ПАТОЛОГІЇ У УЧАСНИКІВ ЛІКВІДАЦІЇ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС	268
Варецький В.В., Ракочі О.Г., Тукаленко Є.В., Тубальцева І.М., Дмитрієва І.Р., Шелковський М.В., Талько В.В. ВНЕСОК ОКСИДАНТНОЇ КОМПОНЕНТИ У ВЗАЄМОДІЮ ВПЛИВУ СТРЕСУ ТА ІОНІЗУВАЛЬНОГО ОПРОМІНЕННЯ НА РІЗНІ ТИПИ ПОВЕДІНКОВИХ РЕАКЦІЙ ЩУРІВ ЗА УМОВ СТРЕСОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ ПІСЛЯ ГОСТРОГО ОПРОМІНЕННЯ В ДОЗАХ 0,5 ТА 1,0 ГР ШЛЯХОМ ЗАСТОСУВАННЯ РЕЧОВИН З АНТИОКСИДАНТНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ.....	273
Федорова В.М., Кобец С.А. ДЕСОРБЦІЯ ЦЕЗИЯ С МОНТМОРИЛЛОНІТА С ОСАЖДЕНИМИ НА ЕГО ПОВЕРХНОСТІ ГУМИНОВИМИ КИСЛОТАМИ І ГІДРОКСИДАМИ ЖЕЛЕЗА	278
Татаренко О.М. ОСОБЛИВОСТІ ПЕРЕБІГУ ГІПЕРТОНІЧНОЇ ХВОРОБИ У ПРАЦІВНИКІВ ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ» ДСП ЧАЕС: РЕЗУЛЬТАТИ 3-РІЧНОГО СПОСТЕРЕЖЕННЯ.....	283
Харчишин В.Т. ОХОРОНА ТА РАЦІОНАЛЬНЕ ВИКОРИСТАННЯ ЗЕМЕЛЬ МАЛОПРИДАТНИХ ТА НЕПРИДАТНИХ ДЛЯ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА	286
Харчишин В.Т., Тітова О.Т. ДЕНДРОФЛОРА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ: ЕКОЛОГІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ ТА ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ.....	291
Лапоша О.А., Хижняк С.В., Жирнов В.В., Томчук В.А., Войціцький В.М. ВПЛИВ НАДМАЛИХ ДОЗ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ НА МЕМБРАНУ ЕРИТРОЦИТІВ ЛЮДИНИ <i>in vitro</i>	296
Хомутінін Ю.В., Кузьменко А.В., Павлюченко В.В. ЕКОЛОГО-РАДІАЦІЙНА ОЦІНКА РИЗИКУ ЗАБРУДНЕННЯ РИБИ ^{137}CS І ^{90}SR У ПРІСНОВОДНИХ ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ НА ПІЗНІЙ СТАДІЇ АВАРІЇ НА ЧАЕС	299
Циганок Т.В., Тарасенко Л.В., Бездубна Л.К. ГЕМАТОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ ЛАБОРАТОРНИХ ЩУРІВ ЗА ОДНОРАЗОВОГО ПЕРОРАЛЬНОГО НАДХОДЖЕННЯ ДО ОРГАНІЗМУ РАДІОНУКЛІДУ ^{131}I	305
Чорна В.І. ВПЛИВ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ В МАЛИХ ДОЗАХ НА РОЗВИТОК ТА СТАН НЕРВОВОЇ СИСТЕМИ НАЩАДКІВ ОПРОМІНЕНИХ БАТЬКІВ	309
Шамаль Н.В., Леферд Г.А. ВЛИЯНИЕ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОГО ПРЕПАРАТА ЕМ1 КОНКУР НА ПЕРЕХОД ^{137}CS И ^{90}SR В ЛИСТОВОЙ САЛАТ	313
Шевцова Н.Л., Гудков Д.И. ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ МАЛЫХ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ У ТРОСТНИКА ОБЫКНОВЕННОГО <i>PHRAGMITES AUSTRALIS</i> ИЗ ВОДОЕМОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ	317
Шиліна Ю.В., Гуца М.І., Мороз Ю.І., Моложава О.С. РАДІАЦІЙНА МОДИФІКАЦІЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ ФІТОПАТОГЕННИХ БАКТЕРІЙ	322

Шинкаренко В.К., Кашпур В.А., Скоряк Г.Г. ВЫБРОС “ГОРЯЧИХ” ЧАСТИЦ ВО ВРЕМЯ РАЗРУШЕНИЯ КРЫШИ МАШИННОГО ЗАЛА 4-ГО БЛОКА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС	325
Шамилов Э.Н., Абдуллаев А.С., Шамилли В.Э., Азизов И.В. РАДИОЗАЩИТНЫЕ СВОЙСТВА ЭКСТРАКТОВ НЕКОТОРЫХ ЛЕКАРСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ	330
Білоник А.Б., Василенко В.В., Пікта В.О. РАДІАЦІЙНО-ГІГІЄНИЧНИЙ МОНИТОРИНГ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ. ЕКОЛОГО-ГІГІЄНИЧНА СИТУАЦІЯ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ.	333
Лико С.М., Деркач О.А. АНАЛІЗ РІВНІВ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ТА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ ¹³⁷ CS НА ТЕРИТОРІЇ ВЕЛИКООЗЕРСЬКОЇ СІЛЬСЬКОЇ РАДИ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	336
Ойцюсь Л.В. НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ЛІКАРСЬКИМИ РОСЛИНАМИ НА ТЕРИТОРІЇ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	340
Плескач Г.В., Чумак А.А. ПОЛІМОРФІЗМ SNP83 ГЕНА ФОСФОДІЕСТЕРАЗИ 4D І ГЕНЕТИЧНА СХИЛЬНІСТЬ ДО РОЗВИТКУ ІНФАРКТУ МІОКАРДА У ПОСТРАЖДАЛИХ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС	343
Портухай О.І., Лико С.М. ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ПРОВЕДЕНИХ ЗАХОДІВ СПРЯМОВАНИХ НА ЗМЕНШЕННЯ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ТРОФІЧНОМУ ЛАНЦЮЗІ.....	346
Сушко В.О., Татаренко О.М., Берестяна Ж.М., Колосинська О.О. СУЧАСНА СИСТЕМА ЕКСПЕРТИЗИ ПО ВСТАНОВЛЕННЮ ПРИЧИННОГО ЗВ'ЯЗКУ ХВОРОБ З ДІЄЮ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЕННЯ ТА ІНШИХ ШКІДЛИВИХ ЧИННИКІВ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС У ВІДДАЛЕНОМУ ПІСЛЯАВАРІЙНОМУ ПЕРІОДІ	349
Чоботько Г.М., Ландін В.П., Райчук Л.А., Швиденко І.К., Мороз В.В., Уманський М.С. ОСНОВНІ ЧИННИКИ ФОРМУВАННЯ ДОЗ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ РЕГІОНІВ У ВІДДАЛЕЙ ПЕРІОД ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБІЛЬСЬКІЙ АЕС.....	355
Ландін В.П., Леснік В.В., Захарчук В.А., Фещенко В.П. ОРГАНІЗАЦІЙНО-ТЕХНІЧНІ ЗАХОДИ ЩОДО ЗБЕРЕЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ФУНКЦІЙ ЛІСІВ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ АЕС	358
Конішук В.В. ПРІОРИТЕТИ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ БІОТИ У ПРОЕКТОВАНОМУ ЧОРНОБІЛЬСЬКОМУ БІОСФЕРНОМУ ЗАПОВІДНИКУ	360
Гушук В.І., Прищеп А.М., Гушук І.В. МОНИТОРИНГ ЗА ЗАБРУДНЕННЯМ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ ЦЕЗІЄМ-37 ТА СТРОНЦІЄМ-90 НА РІВНЕНЩИНІ.....	362

EFFECT OF LOW DOSE CHRONIC RADIATION ON PLANT-PATHOGEN INTERACTIONS IN 30-KM CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

Dmitriev A.P., Grodzinskiy D.M., Gushcha M.I., Dyachenko A.I.

Institute of Cell Biology and Genetic Engineering, National Academy of Sciences of Ukraine

Abstract—It was established in pot experiments that infection with powdery mildew (*Erysiphe graminis* DC. f. sp. *tritici* Em. Marchal) and brown rust (*Puccinia triticana* Erikss. & Henn.) of three wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars (Mironovskaya 808, Polesskay 70, and Kiyanka) grown from seeds, collected in the Chernobyl exclusion zone, was 1.5–2.0 times higher than of plants grown from control seeds. On filed plots in the Chernobyl zone, wheat plant resistance to biotic stress was reduced. At artificial infection with brown rust, the disease development was enhanced on plots with increased radiation background. One of the mechanisms of declined phytoimmunity potential under the action of low doses of chronic irradiation is evidently a reduced activity of plant proteinase inhibitors. Thus, in wheat and rye (*Secale cereale* L., cv. Saratovskaya) kernels, their activity reduced by 35–60% as compared to control. Active form and race formation in the population of the grass stem rust causal agent (*Puccinia graminis* Pers.) was observed in the Chernobyl zone. A “new” population of this fungus with high reactivity of more virulent clones than in other Ukraine regions was distinguished. The results obtained independently in greenhouse and field trials performed in the Chernobyl zone demonstrated radiation stress influence on the pathogen–plant system. They indicate a necessity of monitoring the microevolutionary processes occurring in both plants and their pathogens under conditions of technogenic stresses.

Introduction—The combined action of radiation and biotic stress on plants is a potential danger to the environment, at least for two reasons. First, low dose chronic irradiation can reduce the phytoimmunity potential of plants and, consequently, their ability to withstand infection. Second, they can act as mutagenic factors and enhance race formation that leads to the emergence of new clones in the populations of pathogenic microorganisms.

After the Chernobyl accident, a substantial increase in the rate of radiation mutagenesis could be expected, especially in the populations of plant pathogens, which are characterized by the high rates of reproduction [1]. Among these agents, pathogenic fungi cause the most diversified and harmful diseases of cultivated plants. We have previously shown that, under the influence of chronic low dose radiation, the aggressiveness of pathogenic fungi may be changed [2].

The objective of this work was to study the effect of the combined action of two stresses (radiation and biotic) on plants and to analyze changes in the race composition of the stem rust pathogen *Puccinia graminis* in the 30-km Chernobyl exclusion zone.

Materials and Methods—Experiments were performed with seeds and plants of three wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars zoned in Ukrainian Polesie (Mironovskaya 808, Polesskaya 70 and Kiyanka), rye (*Secale cereale* L.) cv. Saratovskaya, and two maize (*Zea mays* L.) lines: original (W64A +/+) and high_lysine *opaque* mutant form (W64A o2/o2), which is characterized by increased sensitivity to stressors [3]. Seeds collected in the Chernobyl exclusion zone and control (not contaminated with radionuclides) seeds were sown in a greenhouse in soil free of radionuclides. In pot experiments, percent of wheat seedlings infected with the causal agent of powdery mildew (*Erysiphe graminis* DC. F. sp. *tritici* Em. Marchal) was determined for those grown from seeds collected in the exclusion zone and control seeds. In the next series of experiments, seedlings of three wheat cultivars grown from seeds collected in the exclusion zone were sprayed on the stage of the second leaf development with the suspension of brown rust (*Puccinia triticana* Erikss. & Henn., 10^4 spores/ml), and the degree of artificial infection was assessed.

The second part of the work was carried out in the field. In 10- and 30-km Chernobyl exclusion zone experimental plots were set up, and the effects of radiation and biotic stresses on the immunity of cultivated plants were studied. We also assessed changes in the virulence and aggressiveness of phytopathogenic fungi. The sites that were similar in soil characteristics but differing in level of contamination with radionuclides (γ -background) were chosen. Control (radionuclides-free) seeds of wheat and rye were sown on these sites; growth plants at the stage of milk ripeness were infected artificially with the suspension of brown rust spores (10^4 spores/ml), and the development of the disease was evaluated in 5 and 10 days after infection. In parallel two maize lines were planted to assess the effect of radiation stress.

Activity of proteinase inhibitors was assayed in the fraction of albumins extracted from maize middle leaves and kernels and also in wheat and rye kernels by the degree of suppression of serine proteinases, which was determined by the method [4]. Protein content was determined by the Lowry et al. [5] with BSA (Sigma, United States) used as a standard.

Geographic range and species composition of *P. graminis* hosts was studied on cereal stands in the Chernobyl zone. In parallel, wild grasses were examined in adjacent and distant from crop biocenoses and barberry plantings.

The degree of cereal crop infection with urediniospores of stem rust and disease development on the experimental plot in the 30-km Chernobyl exclusion zone were compared with control crops grown on radionuclide-free territory in the region Manevoe (near Kanev). Determination of physiological races in populations of *P. graminis* f. sp. *tritici* was performed using the classical cultivars-differentiators described by Stakman with known resistance genes to stem rust [6]. Three types of line resistance were distinguished: resistant (0–2 points), susceptible (3–4 points) and heterogeneous (X). Virulence was established on the basis of responses of monogenic lines with resistance genes [7]. Statistical processing of experimental results and the assessment of disease severity were performed according to the methods outlined in the Dospehov manual [8]. Means from three independent experiments with three replications each are presented.

Results—Greenhouse experiments performed to determine the infection incidence on plants grown from seeds collected in the 30-km Chernobyl exclusion zone showed that chronic radiation led to a decrease in plant disease resistance. The analysis of powdery mildew incidence on three wheat cultivars (Mironovskaya808, Polesskaya 70, and Kiyanka) revealed that disease severity in plants grown from seeds collected in the Chernobyl zone was by 1.5–2.0 times higher than that in plants grown from uncontaminated seeds.

Similar data about a decrease in wheat plant resistance under the influence of radiation stress were obtained in greenhouse experiments also at inoculation with another pathogen, the causal agent of brown rust *P. tritricana*. A disease severity of three wheat cultivar seedlings grown from seeds collected in the Chernobyl zone and artificially infected with brown rust spores was higher than that of uninfected seedlings. Thus, infection of cv. Kiyanka seedlings with brown rust was almost 1.5 times higher than that of seedlings grown from non-irradiated seeds (Brovary, Kiev).

To detect changes in plant resistance to diseases under conditions of external and internal chronic irradiation, control (radionuclides-free) wheat seeds (cv. Kiyanka) were sown on experimental plots in the Chernobyl zone differing in the rates of radionuclide contamination: the levels of γ -background were 1.4, 11, and 35–37 mR/h, and the dose absorbed by grasses during the vegetation period was, respectively, 1, 8, and 26 cGy.

It turned out that, in 5 and 10 days after artificial inoculation with *P. tritricana*, enhanced incidence and the extent of disease development were observed in plants grown in more contaminated sites. Thus, on plot 3 with the highest level of external radiation dose, brown rust development on the leaves of wheat cv. Kiyanka in 5 days after infection was twice higher than on plot 1 with the low radiation background. Similar results were obtained for cvs. Mironovskaya 80 and Polesskaya 70. In 10 days after infection, the extent of disease development increased on all three plots. However, on plot 3 it remained the highest and was equal to 68%.

There is reason to believe that the observed differences in the development of the wheat disease were determined by differences in the absorbed dose of ionizing radiation. For example, the dose of external radiation of plants on plot 3 was 27 times higher than on plot 1. However, judging from the specific activity of plant biomass, the dose of internal irradiation of plants grown on plot 3 was two orders of magnitude higher than in plants on plot 1.

We tried to elucidate the biochemical nature of the reduction in the disease resistance of plants under the influence of low radiation doses and have decided to start with an analysis of proteinase inhibitors, since we know that, the leaves and seeds of some plants contain inhibitors of phytopathogenic fungi enzymes, in particular, proteolytic enzymes, which the pathogen uses to break down host plant proteins.

Three cultivars of winter wheat, rye, and maize were grown on plots in the Chernobyl zone (the dose absorbed during the growth period was equal to 7–8 cGy for wheat and rye and 3 cGy for maize). Under the influence of low doses of chronic irradiation, activities of plant inhibitors of proteinases (trypsin, chymotrypsin, and subtilisin) were reduced. Thus, in wheat and rye kernels, activity was reduced by 15–60% as compared to control. In different wheat cultivars, a decrease in the inhibitor activity was manifested differently. It is important that, in cv. Polesskaya 70, the activity of trypsin was not essentially reduced, whereas the activity of subtilisin was reduced but insubstantially. Proteinase inhibitors are known to produce

stable complexes with proteolytic enzymes of phytopathogenic fungi, resulting in the loss of fungal activity [9].

Reduced activity of proteinase inhibitors could be the cause of the reducing plant disease resistance under conditions of chronic irradiation. This assumption was confirmed in experiments with high_lysine mutant form of maize (bearing the gene *opaque-2*) characterized by increased sensitivity to a number of stressors.

Significant differences in the inhibition of the activity of proteinase inhibitors under the influence of chronic irradiation were recorded after 30 days of kernel ripening. If the activity of trypsin, chymotrypsin, and subtilisin on the 50th day of ripening in normal maize in the Chernobyl zone was reduced by 1.5 times, the mutant form bearing the gene *opaque-2*, activity of these inhibitors decreased by 3–4 times compared with the control (plants grown on uncontaminated soil).

These results indicate the high sensitivity of maize plants containing the gene *opaque-2* to the action of small doses of radiation. This maize mutant, by analogy with the waxy barley mutant [10], can be regarded as a promising test system for assessing effects of small doses of biotic and abiotic stresses. Thus, the results, obtained independently in greenhouse and field trials in the Chernobyl zone, suggest that low doses of chronic radiation reduce plant resistance to the action of another biotic stress.

Under the influence of low doses of chronic irradiation, various changes may occur in pathogenic fungi, including changes in their virulence and aggressiveness. As a result of mutation, recombination, influx of migrants from other populations, new genes or their combinations may appear. In this regard, the structure of the inhabiting the Chernobyl zone population of the fungus *P. graminis* Pers., the very harmful causal agent of cereal stem rust developing on wheat, rye, barley, and oats was studied. The disease is widespread, including in Ukraine and Russia, and in some years leads to significant (up to 20–35%) yield losses [11].

Annual monitoring of the racial composition of the causal agent of wheat stem rust (*P. graminis* f. sp. *tritici*) is carried out in most countries. The program of barberry studying as a potential source of cereal infection involves the exterminating the stands of barberry cultivars susceptible to *P. graminis* f. sp. *tritici*. In recent years, successes in combating stem rust associated with the breeding of resistant varieties, led to its slight manifestation [12], so that monitoring of *P. graminis* populations of in European countries is limited. However, the resistance of many zoned cultivars may be lost after 5–7 years as a result of the new pathogen race appearance that could affect crops under production conditions [13].

To study the structure of population of the stem rust causal agent, it was necessary to determine the geographic range and frequency of occurrence of *P. graminis* f. sp. *tritici* on grasses, to establish specialized pathogen forms and its racial composition.

It is known that stem rust in the territory of Ukraine and Russia is developing to a greater or lesser extent every year, particularly in central regions. The areas of “parent”, or sex populations of *P. graminis* and areas of “child” or asexual “daughter” populations are established. In the areas of “parent” populations, barberry plays the role of an intermediate host of *P. graminis*, which provides the resumption of fungus infection properties and its propagation on winter cereals. In areas of “daughter” populations, plants are infected by air-spread urediniospores.

The development of *P. graminis* f. sp. *tritici* has a focal character, i.e., its resumption is observed regularly in some areas. Due to the fact that the study of the structure of the parent *P. graminis* f. sp. *tritici* population in one of these centers (Manevoe near Kanev), where barberry grows near the production fields, was started since 1980 [14], we had the kind of reference point, e.g., the preaccident data to analyze changes in the population structure of the stem rust causal agent that occurred in the Chernobyl zone under the influence of low dose chronic radiation.

In a study of crop stands and also wild grasses in the 30-km Chernobyl zone, stem rust was found in 12 cereal species. The extent of disease development was 50–85% at virtually 100% disease incidence.

Compared with territories uncontaminated with radionuclides (Manevoe), stem rust incidence on cereals in the Chernobyl zone was significantly higher. For some plant species, the extent of the disease development also was higher at the experimental plots in the Chernobyl zone as compared with control, while for other species, it remained unchanged. In the Chernobyl zone, three basic forms of the fungus were identified: *P. graminis* f. sp. *tritici* infecting cultivars of winter and spring wheat and barley, *P. graminis* f. sp. *secale* infecting rye, and *P. graminis* f. sp. *avenae* infecting oat. All three forms were able to develop on many species of grasses, which serve as reservoirs of infection in the non-vegetation periods [15].

From samples of stem rust collected on experimental plots in the Chernobyl zone, 642 monopustul clones was isolated, among which 9 physiological pathogen races were revealed using the cultivars-differentiator, namely: 11, 21, 34, 40, 100, 189, 3k, as well as the race, tentatively called “X”, which characteristic is not present in the European Race Register. The analysis of race composition showed that 3k

and 100 races predominated in the Chernobyl *P. graminis* population (27 and 23%, respectively). In three years, the race 34 was represented by a greatest number of isolates (24%); the races 11 (18%), 21(12%), and 40 (6%) appeared as well. Thus, only widely spread races 34, 3k, and rare race 189 survived through three years. All isolated races manifested high virulence and induced responses in most test cultivars.

At the stage of 2 leaves, all the zoned wheat cultivars (Mironovskaya 808, Mironovskaya 27, Polesskaya 70, and Kiyanka) tested manifested high susceptibility to *P. graminis* (4 points, sometimes 3 points). The races 11, 21, and 34 are widely known in various world regions. The race 21 dominated in the former Soviet Union and abroad during many years. The race 3l appeared on the territory of Ukraine in 1969 in Khmel'nitsky and Cherkasy regions and then spread to other regions. The race 189 is of particular interest – it induced a response of high susceptibility in all tested cultivars. In 1976 it was registered in Georgia and Armenia as new for the USSR and particularly virulent. The analysis of *P. graminis* pathotypes on monogenic lines showed that virulent clones in the Chernobyl populations occur with high frequency.

Thus, the geographic range and frequency of stem rust occurrence and also disease incidence on many cereal species indicate that, on the territory of 30-km Chernobyl zone, the locus of disease is present. Under the influence of low dose radiation and in the presence of a large infection source, “new” population of *P. graminis* with high frequency of more virulent clones appear more easily than in other regions.

Discussion—Radiation stress (low dose chronic radiation) could reduce plant resistance to the action of another, biotic stress. The results obtained in independent greenhouse and field trials in the Chernobyl exclusion zone demonstrated a reduced wheat and rye plant resistance to diseases under the influence of low dose chronic radiation. It is known that plants switch on the defense system in response to infection.

Among defense responses are mechanical cell wall strengthening, accumulation of pathogenesis-related (PR) proteins, the synthesis of phytoalexins, and activation of some enzymes, the inhibitors of proteinases in particular [9]. The synthesis of these inhibitors in response to plant wounding by insects is induced by the polypeptide systemin, which is transported easily over the entire plant [16]. It is suggested that, in response to infection with phytopathogenic fungi, the appearance of secondary elicitors oligouronides are induced, interaction with specific receptors, result in the formation of proteinase inhibitors [17]. It is not excluded that observed reduction in cereal resistance under the action of radiation stress could be induced not only by reduced activity of proteinase inhibitors but also by weakening other protective responses mentioned above. Studies on the effect of radiation stress on these responses will be the subject of our further research.

The geographic range and frequency of stem rust occurrence and also the degree of infection of various cereal plants indicate that there is the locus of disease on the territory of the Chernobyl zone. Perennial grasses were not long mown; they formed a dense grass stand with high humidity inside, which contributes to the rapid rust resumption and accumulation. In the presence of a large source of infection and under the influence of low dose chronic radiation, race formation processes are very active. As a result, the new populations of *P. graminis* can form with a high frequency of more virulent clones. All this demonstrates the need for the monitoring of microevolution processes in the areas of technogenic disasters.

Other researchers, who have studied the consequences of Chernobyl disaster for biological objects, also found changes in the populations of plant pathogens. Among the five new physiological races of wheat powdery mildew pathogen detected in the 30-km Chernobyl zone, the two had increased virulence, and the characteristics of one race was not found in the European race Register [18]. There were changes in the composition of the population of Colorado potato beetle: it was dominated by individuals with the lower weight (120–160 mg instead of the usual 180–200 mg), but with a much higher rate of eating the plant leaves (17 mg/h). In addition, in a number of strains of 17 species of fungi of the genus *Penicillium*, previously unknown properties were observed [19].

Conclusion—it is too early to make definitive conclusions about the decrease of plant disease resistance and the increased virulence of phytopathogenic fungi under low dose chronic radiation. It is well known that plants have evolved on the Earth under a high radiation background. However, when formerly the radiation induced stimulation of plant defense responses could compensate the increased virulence of new-forming pathogen races, now plant defense mechanisms are weakened for a number of reasons. It is sufficient to mention the orientation of breeding research for higher plant productivity in the last decades, which has resulted in the real decrease of plant disease resistance. In addition, pesticide and infection pressure on plants often exceeds their abilities for adaptation. Pesticides can not replace the plant immunity system; in some cases, in contrast, they are able to suppress it [16]. It is therefore important to develop alternative ecologically safe methods of plant protection based on the induction of their resilience due to the activation of their immunity [20].

Microevolution of plants and their pathogens under conditions of technogenic stresses of course merits attention of researchers in various fields because it may pose a threat to the ecological balance in biocenoses.

References

1. Grodzinsky, D.M., Severe Game of Hide and Seek, Chernobyl': posledstviya katastrofy dlya cheloveka i prirody (Chernobyl: Aftereffects of Disaster for Man and Nature), St. Petersburg: Nauka, 2007, pp. 8–12.
2. Tverskoi, L.A., Grodzinsky, D.M., and Keisevich, L.V., Investigation of Biological Effect of Low Power Dose Radiation on Plant Pathogenic Fungi, Radiats. Biol.: Radioekol., 1997, vol. 37, pp. 797–803.
3. Vinnichenko, F.N., Filonik, I.A., Bil'chuk, V.S., and Mosolov, V.V., Effect of opaque-2 Gene on Activity of Proteinase Inhibitors in Maize Kernel, Fiziol. Biokh. Kul't. Rast., 1988, vol. 20, pp. 493–497.
4. Northrop, J.H., Kunitz, M., and Herriot, R.M., Crystalline Enzyme, New York: Columbia Univ. Press, 1948.
5. Scopes, R.K., Protein Purification: Principles and Practice, New York: Springer-Verlag, 1982.
6. Stakman, E. and Kharrar, J., Osnovy patologii rastenii (Basics of Plant Pathology), Moscow: Inostrannaya Literatura, 1959.
7. Semenova, L.P., Metodicheskie rekomendatsii po izucheniyu rasovogo sostava vzbuditelei rzhavchiny khlebykh zlakov (Recommendations for Investigation of the Race Composition of Cereal Rust Agents), Moscow: Vses. Akad. S-kh. Nauk im. Lenina, 1977.
8. Dospekhov, B.A., Metodika polevogo opyta (Method of the Field Experiment), Moscow: Kolos, 1979.
9. Dmitriev, A.P., Fitoaleksiny i ikh rol' v ustoichivosti rastenii (Phytoalexins and Their Role in Plant Resistance), Kiev: Naukova Dumka, 2000.
10. Boubryak, I.I., Vilensky, E.F., Naumenko, V.D., and Grodzinsky, D.M., Influence of Combined Alpha, Beta and Gamma Radionuclide Contamination on the Frequency of waxy-Reversions in Barley Pollen, Sci. Total Environ., 1992, vol. 112, pp. 29–36.
11. Dmitriev, A.P., Lisker, I.S., and Bolotnikov, R.V., Differential Interaction between Tolerant Wheat Species and Clones of Puccinia recondita Agent, Mikol. Fitopatol., 2006, vol. 40, pp. 59–65.
12. Lekomtseva, S.N., Volkova, V.T., Zaitseva, L.G., Skolotneva, E.S., and Chaika, M.N., Analysis of Virulence of Puccinia graminis f. sp. tritici Isolates from Different Plant-Hosts, Mikol. Fitopatol., 2007, vol. 41, pp. 554–563.
13. Dmitriev, A.P., Grodzinsky, D.M., and Polishchuk, V.P., Systemic Plant Resistance Induced by Biogenic Inducers, Vestn. Khar'kovsk. Nats. Univ., Ser. Biologiya, 2005, vol. 2, pp. 19–27.
14. Novokhatka, V.G. and Kryzhanovskaya, M.S., Stem Rust in Forest-Steppe of UkrSSR, Sborn. nauch. trudov Mironovskogo Nauchno-Issled. Inst. Seleksii i Semenovod. Pshenitsy, 1980, vol. 1, pp. 61–65.
15. Skolotneva, E.S., Volkova, V.T., Zaitseva, L.G., and Lekomtseva, S.N., Virulence of Wheat Stem Rust Agent in the Central Region of Russia, Mikol. Fitopatol., 2010, vol. 44, pp. 367–371.
16. Ozeretskoyanskaya, O.L., The Problems of Specific Phytoimmunity, Russ. J. Plant Physiol., 2002, vol. 49, pp. 131–136.
17. D'yakov, Yu.T., Shnyreva, A.V., and Sergeev, A.Yu., Vvedenie v genetiku gribov (Introduction to Fungus Genetics), Moscow: Akademiya, 2005.
18. Garnaga, N.G., 30-km Exclusion Zone of Chernobyl Nuclear Power Plant as a Source for Harmful Organisms for AgroIndustry, Vestn. S-kh. Nauki, 2001, vol. 4, pp. 51–53.
19. Tugai, T.I., Vasilevskaya, A.I., Artyshkova, L.V., Buzarova, E.I., and Nakonechnaya, L.T., Dynamics of Growth and Glucose Uptake by Some Penicillium Species with Radioadaptive Properties, Mikol. Fitopatol., 2010, vol. 44, pp. 452–462.
20. Perkovskaya, G.Yu., Kravchuk, Zh.N., Grodzinsky, D.M., and Dmitriev, A.P., Induction of Reactive Oxygen Species and Phytoalexins in Onion (Allium cepa) Cell Culture by Biotic Elicitors Derived from the Fungus Botrytis cinerea, Russ. J. Plant Physiol., 2004, vol. 53, pp. 609–614.

РАДІОЕКОЛОГІЯ КИЄВА ТА ЙОГО ОКОЛИЦЬ

Гудков Ігор Миколайович

Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ

Екології міст, в тому числі радіоекології, особливо великих – мегаполісів, в останні десятиліття приділяється особлива увага [2–5]. Це пов'язане з тим, що в умовах великого населеного пункту можуть виникати зовсім інші відношення між людиною і навколишнім середовищем, яких немає у жодному іншому ценозі.

Чотири основних джерела формують і визначають радіаційну, а, точніше, радіоекологічну, ситуацію на території, у тому числі і в населеному пункті: природний радіаційний фон, у деяких місцях підсилений за рахунок техногенної діяльності людини з добичі із надр Землі корисних копалин (нафти, вугілля, металевих руд, мінеральних добрив та інших); глобальні випадіння довгоживучих штучних радіонуклідів, що виникли внаслідок масових випробувань атомної зброї в атмосфері у період 1945–1963 рр.; робота підприємств ядерного паливного циклу (видобуток уранової руди, її збагачення, виготовлення тепловиділяючих елементів, отримання енергії на атомних електростанціях, переробка і захоронення радіоактивних відходів); звичайні теплові електростанції та деякі інші підприємства, котрі разом з продуктами горіння викидають у довкілля певну кількість природних радіонуклідів. У деяких великих містах, зокрема у Києві, до цього додаються підприємства і установи інших напрямів, котрі застосовують у своїй роботі закриті і відкриті джерела іонізуючих випромінювань: діагностично-лікувальні заклади рентгенорадіологічного профілю, науково-дослідні організації та інші.

В умовах нормальної антропогенної діяльності усі ці джерела формують загальний радіаційний фон, який в цілому незначно перевищує природний, що склався на планеті за останні тисячоліття. Однак, радіоекологічна обстановка може різко змінитися при виникненні військових ядерних конфліктів, терористичних актів і аварій на підприємствах ядерної енергетики, а також інших ситуацій, включаючи навіть побутові радіаційні інциденти, такі як аварія з кинутим джерелом радіотерапевтичної установки, котра сталася в Бразилії у місті Гоянія з мільйонним населенням у 1987 р. [8].

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС радіоактивному забрудненню була піддана величезна територія. Тільки обмежена ізолінією щільності забруднення за ^{137}Cs 37 кБк/м² (1 Кі/км²) вона зайняла у колишньому СРСР понад 150 тис. км², що на той час складало близько 4% території країни, на котрій розміщувалися величезні сільськогосподарські угіддя (6,5 млн. га), ліси (7,4 млн. га), розгалужена мережа річок і озер, близько 9,5 тис. населених пунктів, у яких мешкало понад 6 млн. чоловік. В Україні забруднена площа склала 53,5 тис. км² (9% усієї території, що охоплювала 73 райони у 12 областях). На цій території розташовано 2293 населених пункти, у котрих проживало 2 315 900 чоловік (5% населення країни), в тому числі 499 500 дітей. Серед населених пунктів переважну більшість складають села, селища, селища міського типу. Хоча є й декілька десятків міст, що нараховують десятки і навіть сотні тисяч жителів.

Київ з майже трьох мільйонним населенням офіційно не вважається містом, забрудненим радіоактивними речовинами. Хоча, розташований усього лише у 100 км по прямій від Чорнобильської АЕС, він був підданий суттєвому забрудненню. Радіоактивні хмари, що виникли під час аварії, і котрі у кінці квітня–початку травня за північними вітрами просуvalися на південь, утворили так звані «південні радіоактивні сліди». Саме вони стали основним джерелом радіоактивних випадіннь на місто [3]. Радіаційний фон у різних районах Києва в перші дні травня досягав потужності 1000–3000 мкР/год. при доаварійному рівні 8–10 мкР/год.

Радіоактивні речовини заносилися у місто і з транспортними засобами – тисячами автобусів і автомобілів, котрі використовувалися для евакуації жителів 45-тисячного міста Прип'ять та 14-тисячного міста Чорнобиль, особливо у перші дні, коли ще не був налагоджений ретельний радіаційний контроль.

Площа Києва складає близько 85 тис. га. Більше половини її (за деякими оцінками, можливо вже застарілими, до двох третин) займають лісопаркові господарства, парки відпочинку, зелені сквери, чим кияни завжди пишалися і пишаються. Маючи величезну листову поверхню деревного, чагарникового, трав'яного ярусів, такі екосистеми з одного боку грають надзвичайно важливу роль у забезпеченні повітря киснем і захисті навколишнього середовища від наступного розповсюдження найрізноманітніших забруднювачів, у тому числі і радіонуклідів, а з іншого – є акумуляторами цих

речовин. Наявність на шляху горизонтальних повітряних потоків лісових масивів призводить до їх своєрідної фільтрації за рахунок осідання мікрочастинок аерозолів і мікрокрапель гідрозолів на листах, корі стовбурів і гілок. Затримуючи частинки забруднень, лісові та лісопаркові насадження виконують захисну буферну роль, утворюючи перепону на шляху їх подальшого розповсюдження. Але при цьому рівень забруднення місцевості радіоактивними речовинами під багаторічними деревними насадженнями може у десятки разів перевищувати забруднення відкритих територій [5]. У наступному за рахунок змиву атмосферними опадами, листопадів відбувається перехід радіонуклідів під полог у лісову підстилку, котра, адсорбуючи, хімічно зв'язуючи радіонукліди, продовжує виконувати також з одного боку захисну роль, а з іншого – місць накопичення великих кількостей радіоактивних речовин.

У лісопаркових екосистемах, ґрунти яких вкриті лісовою підстилкою і трав'яною рослинністю, практично відсутній поверхневий стік і, внаслідок розвитої кореневої системи багаторічних дерев, уповільнено горизонтальне переміщення ґрунтових вод. Радіонукліди, які проникають вглибину ґрунту за рахунок вертикальної міграції, через корені знов надходять в рослини, а з листопадом повертаються під полог дерев. Внаслідок такої специфіки кругообігу у таких біоценозах радіоактивні та інші токсичні речовини можуть утримуватися у їх межах протягом багатьох десятиліть. Тому накопичення радіонуклідів зеленими насадженнями може стати, і у ряді випадків стало, джерелом забруднення усієї флори і фауни.

Саме високорослі зелені насадження Києва першими прийняли радіоактивні випадання на місто. Особливо дерева 1000-гектарного Голосіївського лісу, розташованого на самому високому місці південної частини міста, масив якого місцями здіймається майже на 100 м над рівнем Дніпра. У липні 1986 р. рівень загальної радіоактивності листів липи в межах міста досягав 400 000, берези – 100 000, голок хвойних порід – 70 000 Бк/кг [3] (допустимого рівня забруднення на листя дерев не існує, але допустимий рівень забруднення лікарських рослин на теперішній час за ^{137}Cs складає 200 Бк/кг) [6]. Саме тому в зелених частинах міста радіаційний фон у ті драматичні дні початку травня досягав максимальних значень, у той час як у деяких інших, навіть більш близьких до місця аварії північних районах був значно нижчим.

З розпадом короткоживучих радіонуклідів потужність радіаційного фону і радіоактивність об'єктів навколишнього середовища швидко знижувалися, і роль основних дозоутворювачів перейшла до довгоживучих радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr . У теперішній час потужність дози фону у різних місцях міста варіює в межах 10–22 мкР/год., що в цілому відображає загальну радіаційну обстановку, яка склалася у цьому регіоні України [4]. Втім, на відкритих ділянках території міста він дещо нижчий, ніж в зелених зонах. Це не відноситься до центральної частини міста поблизу Київської міської державної адміністрації, Головного штабу на Майдані Незалежності, деяких інших будівель, де потужність радіаційного фону досягає 30–40 мкР/год. Безперечно, це пов'язане з наявністю граніту – вулканічної породи, яка містить підвищені кількості природних радіоактивних елементів, зокрема урану, з якого побудовані деякі споруди.

У місцях з пересіченим рельєфом місцевості спостерігається підвищення потужності радіаційного фону у межах вище відзначеного у напрямку від вершин балок до їх дна, що пояснюється концентрацією радіоактивних речовин у пониззі завдяки стокам дощових і талих вод.

Рівень забруднення території Києва у 1986 р. за $^{134+137}\text{Cs}$ варіював у досить широкому діапазоні – від 0,55 до 200 кБк/м² при середньому рівні забруднення близько 50 кБк/м², або 1,35 Кі/км². Це дещо перевищує встановлену межу, котра розділяє забруднені і умовно чисті території – 37 кБк/м², або 1 Кі/км². Тобто радіонуклідне забруднення Києва відповідало зоні посиленого радіоекологічного контролю (зона 4) [9]. Більш того, навіть у 1987–1989 рр. на території Голосієва можна було виявити «плями» забруднення за цим радіонуклідом рівнів 150–200 кБк/м², тобто і таких, що перевищували 5 Кі/км². А це вже відповідає зоні добровільного гарантованого відселення (зона 3). Рівень забруднення за ^{90}Sr коливався від 0,2 до 30 кБк/м². Немало було й радіоактивних „плям”, де рівні радіонуклідного забруднення за тим чи іншим радіонуклідом відповідали зоні обов'язкового (безумовного) відселення (зона 2). Не випадково питання про тимчасову евакуацію населення Києва стояло перед керівництвом країни протягом перших майже десяти днів загальної розгубленості і тільки 5 травня цілком виправдано було зняте. Важко собі уявити наслідки такого навіть тимчасового вивезення населення. Проте, дитяча частина населення, хоча і з суттєвим запізненням, практично повністю була вивезена у організованому чи приватному порядку до кінця літа.

У теперішній час радіоактивність ґрунтів за ^{137}Cs варіює в межах 0,2–50 кБк/м² при середньому значенні нижче 37 кБк/м². Рівень забруднення ґрунтів міста за ^{90}Sr варіює від 0,1 до 10 кБк/м² при середньому значенні близько 3 кБк/м². Це теж рівень зони 3.



Дезактивація жилих будинків в Києві у червні 1986 р.

В місті були проведені у великих масштабах радіодезактиваційні заходи. Були промиті водою з додаванням різних миючих засобів території з твердим покриттям загальною площею близько 25 км². По можливості промивалися дахи і стіни будівель (фото). З метою зменшення транспортного пилового підйому радіонуклідів у місті і його околицях були відремонтовані і заасфальтовані десятки кілометрів доріг. Восени з зелених зон Києва було вивезено 323 000 м³ біомаси опалого листя загальною радіоактивністю 10¹² Бк. За деякими експертними оцінками ефективність цих заходів була невеликою – вони сприяли зменшенню радіоактивного забруднення міста не більше, ніж на 10–15%. Проте, вони відіграли певну роль у покращенні морально-психологічного стану населення, що у той драматичний час мало неабияке значення.

А головне, був налагоджений суворий радіаційний контроль за продукцією рослинництва і тваринництва та продуктами харчування, що завозилися до Києва з інших регіонів. Такий контроль за основними дозоутворюючими продуктами – молоком і м'ясом на відповідних підприємствах міста діє і до теперішнього часу.

Цим було виправдане проживання киян на забрудненій території. Адже основна частка дози формується за рахунок внутрішнього опромінення – споживання харчових продуктів на основі продукції рослинництва і тваринництва, які можуть містити певну кількість радіонуклідів. На території міста її практично не отримують. Проте, Київ з усіх сторін оточений великими масивами дачних поселень, на яких кияни вирощують певну частку продукції для особистого споживання. І у перше десятиліття вона далеко не завжди відповідала діючим санітарно-гігієнічним нормативам. Особливо це відноситься до ближчих к місцю аварії північних окраїн міста, багато з яких отримали статус зони 4.

Були опасання, що важливим дозоутворюючим компонентом всіх живих організмів, і в першу чергу людини, буде вода, як це сталося при забрудненні рідкими радіоактивними відходами у 1949–1957 рр. річки Теча на Південному Уралі [1]. Але фізичний і фізико-хімічний стан «чорнобильських» радіонуклідів був іншим. Радіоактивні частинки, які сформувалися при температурі понад 1000°, являли собою скло- та кераміко-подібні утворення, котрі при попаданні на дзеркало водойм у прямому сенсі слова каменем йшли на дно. І всі післяаварійні роки кияни п'ють воду, яка відповідає допустимим рівням, причому з великим запасом.

Радіоактивність води у відкритих водоймах на території міста за обома радіонуклідам у теперішній час не перевищує 0,2 Бк/л при допустимому рівні 2 Бк/л [6]. Радіоактивність риби за ¹³⁷Cs не перевищує 2, а за ⁹⁰Sr – 10 Бк/кг при допустимих рівнях, відповідно, 150 і 35 Бк/кг.

Оцінка в останні роки накопичення радіонуклідів у 20 видів трав'янистих рослин, в тому числі лікарських, які можуть стати об'єктом збору населення, свідчить про досить широкі варіювання їх значень (таблиця), що з одного боку зумовлено різними рівнями забруднення ґрунтів, а головне – біологічними особливостями рослин. Вміст ¹³⁷Cs в рослинах, зібраних у лісопаркових і лісних масивах Голосіївського лісу, в основному коливався в межах 10–100 Бк/кг, тобто був значно меншим у порівнянні зі згаданим допустимим рівнем (200 Бк/кг). У той же час вміст ⁹⁰Sr у більшості видів часом суттєво перевищував допустимий рівень (100 Бк/кг). Дані з радіоактивного забруднення окремих видів рослин з інших зелених зон міста і передмість (парки «Нивки» і «Березовий гай», урочища «Пуща-Водиця» і «Острів Жуків») від наведених у таблиці суттєво не відрізнялися.

Радіоактивність свіжих грибів за ¹³⁷Cs в цілому відповідає допустимому рівню – 500 Бк/кг. Проте зустрічаються випадки перевищення цього значення удвічі й утричі. Тому збирати гриби в зелених зонах Києва та його околицях, особливо північних не рекомендується.

Безперечно, за рахунок триваючих процесів автореабілітації – фізичного розпаду радіонуклідів, їх занурювання у товщу ґрунту, змиву дощовими і талими водами з підвищених місць в пониззя, струмки, у притоки Дніпра і в Дніпро радіаційна обстановка на території міста, як і в усій країні, покращується. На присадибних ділянках вона додатково покращується за рахунок процесів природної фітодезактивації – щорічного виносу радіонуклідів з ґрунту урожаєм городніх рослин.

Питома радіоактивність деяких видів лікарських і лучних рослин
на території Голосіївського лісу міста Києва (2011–2012 рр.)

Вид	Питома активність, Бк/кг	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Лікарські рослини		
Бузина чорна (плоди) (<i>Sambucus nigra</i> L.)	33±4	220±29
Кульбаба лікарська (<i>Taraxacum officinale</i> Webb ex)	58±6	127±11
Мати-і-мачуха (<i>Tussilago farfara</i> L.)	15±2	–
Подорожник великий (<i>Plantago major</i> L.)	73±7	–
Кропива дводомна (<i>Urtica dioica</i> L.)	7±5	60±8
Полин звичайний (<i>Artemisia vulgaris</i> L.)	10±2	–
Копитняк звичайний (<i>Asarum europaeum</i> L.)	28±10	310±41
Стоколос безостий (<i>Bromus inermis</i> Leyss.)	25±4	–
Хвощ польовий (<i>Equisetum arvense</i> L.)	62±9	–
Цикорій дикий (<i>Cichorium intybus</i> L.)	10±1	–
Медунка лікарська (<i>Pulmonaria officinale</i> L.)	73±4	201±65
Маренка запашна (<i>Asperula odorata</i> L.)	29±10	260±65
Лучні рослини		
Грястиця звичайна (<i>Dactylis glomerata</i> L.)	6±2	90±15
Горошок волохатий (<i>Vicia villosa</i> Routh)	104±12	216±29
Люцерна посівна (<i>Medicago sativa</i> L.)	39±5	154±17
Конюшина блідо-жовта (<i>Trifolium ochroleucon</i> Huds.)	78±10	321±43
Райграс високий (<i>Arrhenatherum elatius</i> L., M. et K.)	13±1	–
Конюшина лучна (<i>Trifolium pratense</i> L.)	98±11	260±80
Ромашка продірявлена (<i>Matricaria perforata</i> Merat.)	66±8	–
Щавель кінський (<i>Rumex cofertus</i> Willd. L.)	61±4	–

Проте й дотепер щодо радіонуклідного забруднення Київ не можна назвати «чистим містом». Хоча в принципі столиця нашої країни цілком придатна для нормального проживання.

Література

1. Аксеев А.В. Хронический лучевой синдром у жителей прибрежных сел реки Теча. – Челябинск: Книга, 2012. – 464 с.
2. Геец В.И., Карачёв И.И., Маркелова Л.К. Радиационная ситуация в городе Киеве после аварии на Чернобыльской АЭС // Чернобыльская трагедия и здоровье киевлян через десять лет. – К.: Техника, медицина, экология, 1996. С. 27–30.
3. Гродзинський Д.М. Київ – місто радіоактивне / Київ як екологічна система: природа-людина-виробництво-екологія. К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2001. – С. 205–220.
4. Гудков И.Н. Современная радиационная ситуация в Украине и некоторые проблемы радиологического образования в аграрных учебных заведениях // Аграрная наука и образование. – 2001. – Т. 2, № 3–4. – С. 5–13.
5. Гудков И.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарев М.М. Радіоекологія. – Херсон: Олди Плюс, 2013. – 468 с.
6. Допустимі рівні місту радіонуклідів ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr в продуктах харчування і питній воді (ДР-2006): державні гігієнічні нормативи. – К.: МЗ України, 2006. – 13 с.
7. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології. – К.: Основи радіоекології. – К.: Вища школа, 2003. – 320 с.
8. Радиационная авария в Гоянии. – Вена: МАГАТЭ, 1989. – 148 с.
9. Соціальний, медичний та протирадіаційний захист постраждалих в Україні внаслідок Чорнобильської катастрофи. Збірник законодавчих актів та нормативних документів. – К.: Чорнобильінтерінформ, 1998. – 616 с.

НАДЕЖНОСТЬ ЭКОСИСТЕМ В РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ

Ю.А. Кутлахмедов¹, И.В.Матвеева², В.В.Родина¹

¹Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины

²Институт экологической безопасности Национального авиационного университета

Аннотация.

Разработанные нами модели и теория радиоемкости экосистем, позволили ввести адекватный параметр – фактор радиоемкости, для определения состояния биоты экосистемы. Радиоемкость – определяется как предел радионуклидного загрязнения биоты экосистемы при превышении которого могут наблюдаться угнетение и/или подавление роста биоты. Фактор радиоемкости определен как доля радионуклидного загрязнения способного накапливаться в том или ином компоненте экосистемы без разрушения ее структуры. [1,3]

Экспериментальными и теоретическим исследованиями нами установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежности биоты в данной экосистеме. В частности, в исследованиях с растительными экосистемами, показано, что способность биоты накапливать и удерживать радионуклидный трассер - ^{137}Cs , аналог элемента минерального питания растений –К, отображает устойчивость и надежность биоты данной экосистемы. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме, при воздействии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия и надежности биоты. [2,5,6]

Таким образом можно утверждать, что параметры радиоемкости способны выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы, и экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составных элементов экосистемы. Используя эти параметры надежности элементов экосистемы, и зная структуру конкретной экосистемы, мы получаем возможность адекватно оценивать надежность всей экосистемы, через ее способность обеспечивать распределение и перераспределение трассера, что отображает ее устойчивое состояние.

На основе этого нового подхода к оценке надежности экосистем нам проведен расчет надежности на примере конкретных типов экосистем (склоновые, горные и аграрные экосистемы, пруды отстойники опасных производств и т.д.). Показано, что склоновые и горные экосистемы, в силу последовательного типа их организации, обладают невысокой устойчивостью и надежностью, в плане способности сдерживать миграцию поллютантов разного типа по данным экосистемам. [6]

Предложено, используя следующие характеристики элементов ландшафта : уклоны, розу ветров, вид покрытия, тип почвы, скорости вертикального и горизонтального стока поллютантов, оценивать параметры радиоемкости и экологической емкости разных элементов ландшафта и всего ландшафта в целом.

Нами показана возможность использования аналитической ГИС технологии для оценки и моделирования динамики распределения и перераспределения поллютантов- ^{137}Cs в реальных ландшафтах и тем самым оценивать их параметры надежности и отображать их в картах территорий.

Тем самым показана перспективность использования разработанного нами надежностного метода анализа состояния экосистем не только для точечных (отдельное поле), линейных (склоновые, горные экосистемы и пруды –отстойники предприятий), но и пространственных ландшафтных экосистем. Этот метод позволяет оценивать и определять места депонирования и складирования поллютантов в разного типа экосистемах. В свою очередь это позволяет оценивать дозовые нагрузки и риски от действия поллютантов химической и физической природы на разные типы биоты экосистем.

2.Теория.

Надежность – фундаментальное свойство биологических объектов, определяющее их эффективное существование и функционирование в случайно варьирующих условиях среды и во времени. Мерой надежности есть вероятность безотказного существования системы, которая может изменяться от 0 до 1.

Математически надежность последовательной системы, состоящей из n - элементов, определяется по формуле умножения вероятностей следующим образом:

$$P_{\text{пос.}} = \prod_{i=0}^n P_i$$

Вероятность безотказного существования параллельной системы определяется по формуле:

$$P_{\text{пар}} = 1 - \prod_{i=0}^n (1 - P_i)$$

2.1. Применение теории радиоемкости и надежности в современной радиэкологии. [5]

Фактор радиоемкости, определяется, как доля радионуклидов от общего их количества, попавшего в систему. В общем случае радиоемкость, может определяться, как фундаментальное свойство экосистемы, которое определяет то критическое число радионуклидов, которое может стабильно удерживать биота экосистемы без поражения (изменения) своих основных функций (рост биомассы и кондиционирование среды обитания).

Экспериментальными и теоретическим исследованиями нами установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежность биоты в данной экосистеме. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме, при воздействии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия и надежности биоты.

Показано, что параметры радиоемкости способны выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы, и экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составных элементов экосистемы, рассматриваемой как системы транспорта радионуклидов от окружающей среды к человеку.

Актуальность исследования состоит в необходимости создания подходов для опережающей оценки состояния биоты экосистем при различных факторах воздействия физической и химической природы. Эту роль может выполнить развиваемая нами теория и модели радиоемкости и надежности экосистем. Предложен новый подход к оценке состояния биоты экосистемы - по поведению параметра радиоемкости по ^{137}Cs . Здесь радиоемкость определяется как предельное количество радионуклидов, которое по своему дозовому воздействию еще не способно нарушить основные функции биоты: способность сохранять биомассу и кондиционировать среду обитания. Построены модели радиоемкости экосистем и предложены параметры, способные адекватно реагировать на воздействие разных факторов (γ -облучение, тяжелые металлы). По результатам проведенных экспериментов предложенные параметры оказались способными четко отображать влияние факторов на биоту и опережать по своим реакциям биологические показатели. Показано, что реакция параметров радиоемкости может служить в качестве экологического градусника, измеряющего состояние и благополучие биоты, и быть мерой для эквидозиметрической оценки влияния радиационного и химического факторов и экологического риска.

3. Возможность использования фактора радиоемкости биоты по трассеру ^{137}Cs , как показателя надежности биоты экосистемы.

Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 различных показателей и параметров –разнообразие видов, биомасса, численность, etc. Важная особенность этих показателей это то, что практически все они начинают существенно изменяться только когда биота претерпевает значительные изменения. Практически очень важно иметь показатели и параметры, которые позволяли бы опережающим образом оценивать состояние биоты экосистем и особенности распределения и перераспределения поллютантов в реальных экосистемах и ландшафтах. На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено использовать такую меру – как радиоемкость и/или фактор радиоемкости экосистем и ее составляющих. Радиоемкость определяется как предельное количество поллютантов (радионуклидов трассера - ^{137}Cs) которое может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы, без нарушения их основных функций (воспроизводство биомассы и кондиционирование среды обитания). Фактор радиоемкости определяется как доля поллютантов, которые накапливаются в том или ином компоненте экосистемы. Нами было предложено для оценки благополучия и надежности биоты в экосистеме использовать в качестве определяющих – два параметра – биомасса видов в экосистеме и их способность очищать-кондиционировать среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, попадающих в экосистему.

4. Оценка радиационной емкости биосистем по величинам предельно-допустимых дозовых нагрузок.

Исследованиями Г.Г.Поликарпова и В.Г.Цыцугиной [3] установлены диапазоны дозовых нагрузок на биоту, при которых проявляются радиационные эффекты. Установлено, что по настоящему существенными, являются дозы в зоне явных экологических эффектов. Это соответствует дозам 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для наземных растений и гидробионтов. После достижения таких доз могут проявляться процессы угнетения и подавления роста биоты в экосистемах. Поэтому на данном этапе развития представлений об экологических нормативах для допустимых дозовых нагрузок на биоту предлагается установить, как приемлимую величину, для растений и гидробионтов в качестве предела дозы 4 Гр/год и 0,4 Гр/год для животных.

4.1. Примеры расчета надежности транспорта радионуклидов в экосистемах.

Наши исследования показали, что лимитирующая доза облучения - 4 Гр/год для биоты озерной экосистемы, может быть достигнута при количестве радионуклидов (например, ^{137}Cs) около 600 кБк/кг в расчете на кг биомассы. Аналогичные расчеты для биоты других экосистем могут дать другие результаты. Есть все основания предполагать, что в диапазоне доз для биоты от 0 до 4 Гр/год надежность изменяется линейно от 1 до 0. Таким образом можно предложить в качестве оценки предельной радиоемкости биотической компоненты экосистемы, ситуацию когда содержание радионуклидов в биоте озера будет близким к уровню (≈ 600 кБк/кг). Доза при этом может достигать 4 Гр/год, а надежность может упасть до нуля. Есть основания предполагать, что параметр радиоемкости может служить мерой надежности биоты в экосистеме.

Фактор экологической емкости и радиоемкости (и надежности как элемента транспорта радионуклидов) конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта (F_j) определяется нами с использованием параметров скоростей перехода между камерами модели:

$$F_j = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji}) \quad (1)$$

где $\sum a_{ij}$ - сумма скоростей перехода поллютантов и трасеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент - J экосистемы, согласно камерной модели, а $\sum a_{ji}$ - сумма скоростей перехода поллютантов и трасеров из исследуемой камеры - J - в другие составляющие экосистемы, сопряженные с ней.

4.2. Оценка надежности транспорта радионуклидов по каскаду днепровских водохранилищ.

В таблице 1 приведены данные по расчету надежности удержания радионуклида Cs-137 в разных водохранилищах Днепровского каскада за счет донных отложений и при участии биоты.

Таблица 1. Оценка факторов радиоемкости (надежность удержания радионуклида) по Cs-137 на примере каскада Днепровских водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без него. (Оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)

Водохранилище	F(донные отложения)	F(биоты)	F _i (суммарное)
Киевское	0,7	0,1	0,8
Каневское	0,6	0,08	0,68
Кременчугское	0,9	0,04	0,94
Запорожское	0,7	0,16	0,86
Днепровское	0,7	0,1	0,8
Каховское	0,8	0,14	0,94

Общая радиоемкость каскада оценивалась по формуле $F_{\text{каскада}} = 1 - \prod (1 - F_i)$ [3]

$F_{\text{каскада}}$ (без биоты) = 0,9992 ; $F_{\text{каскада}}$ (с биотой и адаптацией) = 0,999993

Видно, что при участии активно растущей биоты в водохранилищах их удерживающая способность увеличивается в 20 раз, что и означает высокую надежность каскада в плане снижения потока поступления радионуклида по каскаду, а значит и к человеку, использующему каскад, для питьевого водоснабжения и для орошения.

5. Исследования радиоемкости и надежности ландшафтов.

Анализ поведения поллютантов в склоновых экосистемах, составляющих основу практически любого наземного ландшафта, показал возможность описания распределения и перераспределения

радионуклидов методами теории радиоемкости, с применением камерных моделей. Исследования показывают, что скорость передвижения радионуклидов в ландшафте определяется, в основном, несколькими характеристиками: крутизна склона (P1), вид покрытия (P2), расчлененность ландшафта (P3), вертикальная (P4) и горизонтальная миграция (P5). Методами ранговой оценки, была проведена оценка вероятности влияния этих показателей ландшафта на перераспределение радионуклидов. Каждый из показателей оценивается от 0→1. В силу независимости показателей ландшафта, общая оценка вероятности миграции радионуклидов по элементам ландшафта определяется – как свернутая вероятность и определяется по формуле $P = P1 \times P2 \times P3 \times P4 \times P5$

Выводы.

1. Развиваемая нами теория надежности биосистем позволила адекватно описать закономерности формирования и реализации радиобиологического эффекта на разных уровнях интеграции (на примере растений): клетка, субпопуляции клеток, ткань – меристема, организм и популяция растений. Это позволило нам предложить распространить надежный подход и к экосистемам разного типа.

2. На основе теории и моделей радиоемкости и надежности были установлены особенности процессов миграции и распределения радионуклидов для разных типов экосистем водоемов и суши. Теория и модели радиоемкости позволяют строго определять критические элементы экосистемы, где следует ожидать временного или конечного депонирования радионуклидов.

3. На основе шкалы дозовых нагрузок на экосистемы и их элементы удалось оценить предельные концентрации радионуклидов, выше которых можно ожидать заметного влияния на структуру, биологические характеристики и параметры радиоемкости экосистем.

4. В конкретно выбранных экосистемах (пруд, водоем-охладитель, лес и т.д.) может быть определен экологически обоснованный предельно – допустимый сброс и выброс радионуклидов в экосистему, который зависит не только и не столько от исходного радионуклидного загрязнения экосистемы, сколько от динамики перераспределения радионуклидов и реальными параметрами радиоемкости и надежности экосистемы.

5. Подход на основе применения биогенных трассеров позволяет в рамках теории и моделей радиоемкости и надежности одновременно оценивать процессы миграции радионуклидов, определять дозовые нагрузки на биоту экосистем, включая ландшафты (с использованием ГИС технологии), и устанавливать фундаментальные параметры скоростей перераспределения радионуклидов и других поллютантов в разных типах экосистем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Агре А.Л., Корогодин В.И.* О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. - 1960. № 1. - С. 67 - 73.
2. *Yuriy A. Kutlakhmedov Yu.A., Iryna V. Matveeva I.V. and other.* Theory of Reliability in Radiation Ecology . in Proceedings of International Symposium on Stochastic Models in Reliability Engineering, Life Science and Operations Management. - Israel, 2010. - 275 с.
3. *Kutlakhmedov Yu.A., Korogodin V.I., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V.Yu.* Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. - 1997. - 5 (1). - P. 25 - 35.
4. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Кольтовер В.К.* Основы радиоэкологии. - К.: Выща шк. - 2003. - 319 с.
5. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Родина В.В., Матвеева И.В., Петрусенко В.П., Саливон А.Г., Ленишина А.Н.* Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии // В сб. материалов: Международной конференции «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы» - Москва, 2008. - С. 177 - 193.
6. *Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Родина В.В.* Надежность экологических систем. Palamarium academic publishing. Saarbrücken 2013 y. 318 с,

РАДІАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯПерепелятніков Г.П.¹, Перепелятнікова Л.В.¹, Калиненко Л.В.¹, Гавриленко О.В.²¹Український науково-дослідний інститут цивільного захисту²Державне агентство України з управління зоною відчуження

Постановка задачі. Зона відчуження і зона безумовного (обов'язкового) відселення (далі – зона відчуження - ЗВ) відноситься до категорії радіаційно-небезпечних земель та являє собою забруднену радіонуклідами (основні з них ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am, ізотопи Pu) територію.

Радіоактивне забруднення Зони характеризується високою мірою неоднорідності просторового розподілу радіонуклідів на території, множинністю фізико-хімічних форм радіоактивних випадінь, істотно різною довгостроковою динамікою біологічної доступності й міграційної спроможності радіонуклідів у ланках ланцюгів міграції на різних слідах викиду [1].

Природна фізична, хімічна та біологічна міграції повільно змінюють загальний характер забруднення навколишнього середовища за рахунок перерозподілу в ньому радіонуклідів. На сьогодні ЗВ являє собою площинне відкрите джерело радіоактивності із власною структурою розподілу, присутністю різних форм і видів депонованих радіоактивних елементів. Внаслідок цього радіаційний фактор продовжує залишатися одним із основних у визначенні потенційної небезпеки як населення, що проживає на прилеглих до Зони територіях, так і для населення України в цілому

Показники радіаційного стану у зоні відчуження суттєво змінилися порівняно з першим післяаварійним роком. Проте майже 300 км² території у межах зони відчуження, ще сотні років залишатимуться непридатними для проживання людини. Високі рівні радіоактивного забруднення території (більше 1,5 МБк·м⁻² за ¹³⁷Cs) будуть залишатися довготривалим джерелом забруднення поверхневих та підземних вод унаслідок поверхневого змиву та вертикальної міграції відповідно [2].

До певної міри заходи, які за рахунок Держбюджету України здійснюються в зоні відчуження та зоні безумовного (обов'язкового) відселення силами Державного спеціалізованого науково-виробничого підприємства «Екоцентр» (ДСП «Екоцентр»), відповідають вимогам чорнобильського законодавства в частині радіаційного моніторингу, основними напрямками якого є:

- визначення вмісту радіонуклідів в атмосферному повітрі, поверхневих, підземних, стічних та відпрацьованих технологічних водах, ґрунті, компонентах наземних і водних екосистем, а також харчових продуктах, у місцях несанкціонованого проживання населення - «самопоселенців»;
- вивчення впливу на довкілля об'єктів поводження з радіоактивними відходами – Пункту захоронення радіоактивних відходів (ПЗРВ), Пункту тимчасової локалізації радіоактивних відходів (ПТЛРВ), комплексу з переробки та захоронення радіоактивних відходів (РАВ) об'єкту «Укриття» та робіт, пов'язаних зі зняттям ЧАЕС з експлуатації;
- вивчення процесів міграції радіонуклідів у компонентах ландшафтів, їх виносу за межі Зони відчуження природними шляхами, оцінка ефективності водоохоронних заходів.

Елементи новизни. У статті наведена оцінка радіоекологічного стану у зоні відчуження за даними, отриманими протягом 2013 року, які досі не оприлюднювалися

Методологія досліджень. загальний метод аналізу наукової літератури та інших видів інформації, методи системного підходу, методи дозиметричного та спектрометричного аналізу.

Результати. Система радіаційно-екологічного моніторингу зони відчуження включає:

- радіаційно-екологічний моніторинг навколишнього середовища;
- радіаційно-дозиметричний контроль за радіаційною обстановкою на території ЗВ, за радіоактивним забрудненням виробничих приміщень, будівель і споруд, житлових приміщень, гуртожитків, їдалень, транспортних засобів, механізмів, обладнання, а також персоналу, техніки і вантажів при виїзді за межі ЗВ;
- контроль за опроміненням персоналу, що працює в ЗВ та перебуває на дозиметричному контролі;
- радіаційний контроль при поводженні з РАВ;
- радіаційно-дозиметричний контроль в місцях проведення радіаційно-небезпечних робіт.

Об'єми та форми контролю за кожним з параметрів, що характеризують радіаційну обстановку, визначаються регламентами робіт, узгодженими з органами Державного санітарного нагляду та Державною адміністрацією зони відчуження та затвердженими у встановленому порядку [3].

При контролі радіаційної обстановки, в залежності від об'ємів та технології робіт, вимірюються такі параметри:

- потужність дози гамма-випромінювання (на місцевості, в приміщеннях, на робочих місцях, над поверхнею РАВ, від об'єктів, що дезактивуються, технічних пристроїв та транспортних засобів). Одиниці вимірювання Зв/год. (Зіверт/год.) та похідні від них;
- щільність потоку альфа та бета-частинок (на місцевості, на робочих місцях, в приміщеннях, на зовнішніх та внутрішніх поверхнях транспортних засобів і технологічного обладнання, на шкіряних покриттях та одязі персоналу). Одиниці виміру част./(хв.·см²);
- питома та об'ємна активність радіонуклідів у ґрунті, донних відкладеннях, біологічних об'єктах, атмосферному повітрі, повітрі робочих зон, поверхневих, підземних, технологічних та стічних водах (одиниці виміру Бк/кг; Бк/м³; Бк/л), щільність поверхневого забруднення території (одиниці виміру кБк/м²).

Потужність дози гамма-випромінювання, щільність потоку альфа та бета-частинок, питома та об'ємна активність радіонуклідів вимірюється приладами, які мають відповідну метрологічну атестацію.

Питома та об'ємна активність радіонуклідів визначаються шляхом відбору проб з контрольованих об'єктів з наступною їх обробкою в радіохімічній та спектрометричній лабораторіях.

Індивідуальний дозиметричний контроль складається з:

- контролю за дозою зовнішнього гамма-опромінення з використанням індивідуальних дозиметрів;
- контроль за вмістом гамма-випромінюючих радіонуклідів в організмі людини на лічильнику випромінювання людини (ЛВЛ).

Організація і проведення індивідуального дозиметричного контролю визначається «Положенням щодо контролю індивідуальних доз опромінення персоналу в ЗВ».

Аналіз результатів радіаційно-екологічного моніторингу на території ЗВ здійснюється Державною адміністрацією зони відчуження та органами Державного санітарного нагляду.

Дані радіаційно-екологічного моніторингу використовуються для оцінки радіаційної ситуації на території ЗВ, встановлення контрольних рівнів, розробки заходів щодо зниження доз опромінення персоналу та мінімізації виносу радіонуклідів за межі ЗВ.

Регламент моніторингу охоплює 146 пунктів спостережень різних об'єктів довкілля (поверхневі та стічні води, приземний шар атмосфери, природні ландшафти), 138 свердловин спостереження за підземними водами, місця виробничої діяльності персоналу, 11 населених пунктів. Щорічно відбирається понад 5 тис. зразків та здійснюється понад 10 тис. аналітичних досліджень зразків. Безперервний моніторинг радіаційного стану здійснюється також за допомогою автоматизованої системи радіаційного контролю у 39 пунктах спостереження, включаючи промайданчик ЧАЕС та м. Славутич.

З метою попередження техногенного виносу радіонуклідів за межами Зони відчуження на контрольно-пропускних постах здійснюється радіаційний контроль транспорту та вантажів.

Результати радіаційно-екологічного моніторингу зони відчуження підтверджують забрудненість практично всіх складових довкілля. За рахунок процесів перерозподілу та міграції радіонуклідів, депонованих після аварії в захороненнях, ландшафтах, замкнених водоймах, окремих об'єктах, іде процес формування вторинних джерел, що робить їх потенційно небезпечними.

Нижче наводиться стисла характеристика радіаційного стану довкілля зони відчуження за результатами проведення радіаційно-екологічного моніторингу в 2013 році.

Потужність еквівалентної дози (далі - ПЕД) контролювалась засобами автоматизованої системи контролю радіаційного стану (далі - АСКРС) у 39 пунктах. Значення ПЕД у 2013 році в цілому майже не відрізняються від значень попереднього року, з урахуванням швидкості радіоактивного розпаду гамма-випромінюючих радіонуклідів. Значних сплесків ПЕД протягом року не спостерігалось. Найбільші рівні ПЕД на території промайданчика Державного спеціалізованого підприємства "ЧАЕС" (ДСП "ЧАЕС") реєструвались на пункті спостереження ДГС-2 – 13950 нЗв/год. В 5-км зоні спостереження найбільші рівні зареєстровані на пунктах контролю Чистоголівка та Копачі (1150 та 930 нЗв/год). В 10-км зоні найбільші рівні ПЕД зареєстровані на пунктах контролю Усів та Буряківка (1680 та 3550 нЗв/год), які під час аварії на ЧАЕС опинились на північному і західному слідах радіоактивних випадін. Поза межами 10-км зони рівні ПЕД реєструвались в межах 55–320 нЗв/год, а в м. Чорнобиль – 160–230 нЗв/год.

Радіаційний стан повітряного середовища зони відчуження та його динаміка протягом 2013 року визначалися, як і в минулі роки, характером поверхневого забруднення території,

метеорологічними умовами, організованими і неорганізованими викидами ДСП «ЧАЕС» та об'єкта «Укриття». В порівнянні з минулим роком, об'ємна активність ^{137}Cs у приземному шарі атмосфери ближньої зони не зазнала помітних змін.

Найбільше значення об'ємної активності ^{137}Cs у повітрі зареєстроване в ближній зоні поблизу ЧАЕС на пункті контролю «ВРП-750», яке сягало $1,8 \cdot 10^{-2}$ Бк/м³ і перевищувало контрольний рівень забруднення повітря ^{137}Cs у 1,8 рази. Дещо менші значення, до $1,9 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, відмічено на решті пунктів цієї зони.

Серед пунктів контролю дальньої зони найбільші значення об'ємної активності ^{137}Cs реєструвалися на тих пунктах, які характеризуються високим поверхневим забрудненням, в районі яких велися роботи, або спостерігався інтенсивний рух автотранспорту – пункти АСКРС Буряківка та Чистогалівка ($4,1 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³), Машево ($3,1 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³).

В місцях найбільш тривалого перебування персоналу ЗВ об'ємна активність ^{137}Cs у повітрі становила: м. Чорнобиль – від $1,4 \cdot 10^{-6}$ до $8,0 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³; на КДП Дитятки – від $1,1 \cdot 10^{-6}$ до $3,6 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³.

Об'ємна активність ^{137}Cs у радіоактивних аерозолях на виробничому об'єкті ПЗРВ «Буряківка» за звітний період змінювалася в діапазоні від $8,7 \cdot 10^{-6}$ до $1,0 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³.

Підземні води. Моніторинг вмісту радіонуклідів проводився по трьох водоносних комплексах – четвертинному (138 контрольно-спостережних свердловин), еоценовому (водозабір ЧАЕС, м. Прип'ять) та сеноман-нижньокрейдовому (водозабір м. Чорнобиль та міський водопровід).

Забруднення еоценового та сеноман-нижньокрейдового водоносних комплексів достовірно не зафіксовано. Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді водозаборів ЧАЕС та м. Чорнобиль не перевищувала 20 Бк/м³ (допустимі рівні вмісту радіонуклідів у питній воді (ДР-2006) становлять 2000 Бк/м³).

Суттєвими локальними джерелами радіоактивного забруднення підземних вод четвертинного водоносного комплексу залишаються ПТЛРВ. В підземних водах цих районів спостерігається постійне перевищення ДКВ (допустимої концентрації радіонукліду в питній воді для населення) за ^{90}Sr у 20-50 разів (ДКВ становить 2000 Бк/м³). Фактично водовмісні породи наповнені водою з характеристиками рідких радіоактивних відходів (ОСПУ-2005, розділ 15).

Як і в минулі роки, максимальна інтенсивність міграції радіонуклідів зафіксована спостережними свердловинами районів старої Будбази, Янівського та Семиходського затонів та оз. Азбучин де об'ємна активність ^{90}Sr досягала відповідно 3100, 81, 50 та 71 кБк/м³. При цьому значення вмісту ^{137}Cs сягали 800 Бк/м³. Поза площами захоронень радіоактивних відходів переважна більшість значень вмісту ^{90}Sr знаходяться в межах 100–600 Бк/м³, ^{137}Cs – 20–40 Бк/м³.

Радіаційний стан ґрунтових вод в межах ПЗРВ «Буряківка», «Підлісний», «3-я черга ЧАЕС» відзначається певною сталістю без виражених тенденцій зростання вмісту ^{90}Sr як основного забруднювача. У вимірних пробах вміст ^{90}Sr змінювався від 100 до 3800 Бк/м³.

Висновки

Результати радіаційно-екологічного моніторингу зони відчуження підтверджують забрудненість практично всіх складових доквілля. За рахунок процесів перерозподілу та міграції радіонуклідів, депонованих після аварії в захороненнях, ландшафтах, замкнених водоймах, окремих об'єктах, іде процес формування вторинних джерел, що робить їх потенційно небезпечними.

В 10-км зоні найбільші рівні ПЕД зареєстровані на пунктах контролю Усів та Буряківка (1680 та 3550 нЗв/год), які під час аварії на ЧАЕС опинились на північному і західному слідах радіоактивних випадіннь. Поза межами 10-км зони рівні ПЕД реєструвалися в межах 55–320 нЗв/год, а в м. Чорнобиль – 160–230 нЗв/год, що відповідає коливанням природного радіаційного фону.

В місцях найбільш тривалого перебування персоналу ЗВ об'ємна активність ^{137}Cs у повітрі не перевищує контрольних рівнів та нормативу для населення.

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді водозаборів ЧАЕС та м. Чорнобиль не перевищувала 20 Бк/м³ (допустимі рівні вмісту радіонуклідів у питній воді (ДР-2006) становлять 2000 Бк/м³).

Радіаційний стан ґрунтових вод в межах ПЗРВ «Буряківка», «Підлісний», «3-я черга ЧАЕС» відзначається певною сталістю без виражених тенденцій зростання вмісту ^{90}Sr як основного забруднювача.

Система радіаційно-екологічного моніторингу, запроваджена у зоні відчуження, дозволяє забезпечити контроль радіаційного стану у зоні відчуження, параметрів міграції радіонуклідів, а також впливу на біоту та людину.

Список використаної літератури

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє. Національна доповідь України. - К.: Атіка, 2006. -223 с.
2. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України. – К.:КИМ, 2011. -355 с.
3. Правила радіаційної безпеки при проведенні робіт у зоні відчуження і зоні безумовного (обов'язкового) відселення, затверджені спільним наказом МОЗ, МНС України від 04.04.2008 № 79/276, зареєстровані в Мінюсті України 14.08.2008. за № 754/15445. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0754-08>.

УДК 631.504.062 +631.582.631.8

РАДІОЕКОЛОГІЧНА СКЛАДОВА РЕГІОНАЛЬНИХ СТРАТЕГІЙ ТА ПЛАНІВ ДІЙ З ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА (НА ПРИКЛАДІ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ)

Надточій Петро Петрович¹, Мартенюк Микола Васильович²

¹*Житомирський національний агроекологічний університет*

²*Житомирський обласний центр радіологічного контролю та виконанню заходів по ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС*

Постановка задачі. Аварія на ЧАЕС призвела до забруднення більш як 145 тисяч км² території України, Республіки Білорусь та Російської Федерації, щільність забруднення радіонуклідами ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr якої перевищує 37 кБк/м². Внаслідок Чорнобильської катастрофи постраждало майже 5 мільйонів осіб, забруднено радіонуклідами близько 5 тисяч населених пунктів Республіки Білорусь, України та Російської Федерації з населенням приблизно 2,6 млн. осіб [9, 20]. Аналіз наслідків аварії на ЧАЕС для аграрного сектора України детально описаний в [7, 10, 17 та ін.], а вченими і практиками накопичений значний досвід ведення агропромислового виробництва на радіонуклідно забруднених територіях [2-4, 8, 11 та ін.]. За постчорнобильський період рівень радіоактивного забруднення природних і агроecosystem значно знизився не лише у зоні посиленого радіологічного контролю, а і в зонах гарантованого добровільного відселення і безумовного (обов'язкового) відселення. Саме тому виникає нагальна необхідність у поверненні в інтенсивне сільськогосподарське використання раніше вилучених з обігу земель, а всебічна інтеграція радіоекологічної складової у державні і регіональні стратегії з охорони довкілля стає вимогою сьогодення. Подальші плани дій як на державному, так і на регіональному рівнях повинні бути спрямовані одночасно і на ефективне використання раніше радіоактивно забруднених територій, і на екологічно безпечне проживання населення на них, що потребує наукового обґрунтування.

Мета і методи досліджень. Мета досліджень - узагальнити наявну наукову інформацію щодо сучасного екологічного стану радіонуклідно забруднених територій Житомирської області і науково обґрунтувати конкретні заходи стосовно безпечного ведення агропромислового виробництва на територіях, раніше віднесених до зони гарантованого добровільного відселення, які наразі в радіаційному відношенні є придатними для безпечного ведення сільськогосподарського виробництва; проаналізувати наявність і повноту радіоекологічної складової у регіональних програмах та планах дій з охорони навколишнього середовища для Житомирської області; запропонувати конкретні науково обґрунтовані заходи з питань радіоекології для інтегрування їх у регіональні стратегії та плани дій на майбутнє. Радіаційний контроль сільськогосподарської продукції і комплексне радіаційне обстеження щільності забруднення ґрунтового покриву ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr здійснювався за методиками, опублікованими в [6, 12], з використанням гама-радіометрів РУГ-91, РУГ-91М, комбінованих радіометрів бета-гама випромінювання РИ-БГ та спектрометра енергій бета-випромінювання СЕБ-01-70Г.

Результати досліджень. Природні процеси розпаду радіонуклідів за постчорнобильський період внесли суттєві корективи у структуру радіонуклідного забруднення як території України в цілому, так і Житомирської області зокрема (табл. 1). За цей період майже вдвічі скоротилася площа території України, де щільність забруднення ¹³⁷Cs перевищує 10 кБк/м². У Житомирській області

площа зони безумовного (обов'язкового) відселення скоротилася на 0,31 тис. км², а зони гарантованого добровільного відселення – на 0,6 тис. км². Значно зменшилась і площа зони посиленого радіологічного контролю. Виходячи з цього, постає необхідність у зміні статусу зони радіоактивного забруднення для населених пунктів України, яким вона була присвоєна за результатами загальнодозиметричної паспортизації. За пост чорнобильський період опубліковано 14 збірок паспортизації. Вдосконалені інструктивно-методичні вказівки паспортизації населених пунктів опубліковані в [10] і додатково представлені в Збірці 6 [9]. Інформація щодо кількості населених пунктів, статус яких за критеріями виділення зон радіоактивного забруднення згідно чинного законодавства України міг би бути змінений, наведено у табл. 2. Експертною групою Національної комісії з радіаційного захисту населення України (НКРЗУ) у 2012 році підготовлено 12 експертних висновків про радіологічний стан 2163 населених пунктів 12-ти областей України. Міністерство екології та природних ресурсів України направило експертні висновки до обласних рад для розгляду та прийняття відповідних рішень щодо зміни статусу населених пунктів. Проте, станом на 10 квітня поточного року жодного рішення щодо перегляду статусу населених пунктів, віднесених до зон радіоактивного забруднення, обласними радами не прийнято.

Таблиця 1. Динаміка змін площ територій Житомирської області і України, які можуть бути віднесені до відповідних зон за щільністю забруднення ¹³⁷Cs, тис. км² [3, 4, 6]

Роки	Зона радіоактивного забруднення			
	відчуження	безумовного (обов'язкового) відселення	гарантованого добровільного відселення	посиленого радіологічного контролю
Житомирська область				
1986	0,4	0,64	1,7	8,7
2006	0,4	0,33	1,1	6,3
2011	0,4	0,33	1,1	6,3
Україна				
1986	2,04	1,6	3,7	37,5
2006	2,04	1,6	2,0	22,5
2011	2,04	1,1	2,0	18,4

Таблиця 2. Кількість населених пунктів, які за критеріями виділення зон, згідно чинного законодавства, могли б бути віднесені до різних зон радіоактивного забруднення, шт. [3, 8]

Роки (джерело)	Зона радіоактивного забруднення			
	відчуження	безумовного (обов'язкового) відселення	гарантованого добровільного відселення	посиленого радіологічного контролю
Житомирська область				
1995	7	63	301	363
2001	7	23	148	270
2011	7	<u>11*</u> 0	<u>45</u> 80	<u>371</u> 126
Україна				
1995	76	86	841	1290
2001	76	44	327	545
2011	76	<u>22</u> 1	<u>96</u> 237	<u>901</u> 447

*) Чисельник дані розраховані згідно методики дозиметричної паспортизації, знаменник – за щільністю забруднення радіонуклідами.

Постає справедливе запитання: „Чому обласні ради не надали своїх відповідних рішень щодо зміни статусу зон населених пунктів?”. Причин безумовно декілька. Одна з них – відсутність належної інформації про агроекологічний і радіоекологічний стан ґрунтового - земельних ресурсів, недостатній рівень інформаційно-просвітницьких заходів, спрямованих на роз'яснення та популяризацію основних положень раціонального й екологічнобезпечного лісокористування, у тому числі й можливостей використання не деревної продукції лісу. Крім того, експертна група НКРЗУ робить декілька важливих уточнень, що, на наш погляд, дають підстави сумніватися в достатній об'єктивності експертних висновків, а саме: 1) основним критерієм належності населеного пункту до

зони радіоактивного забруднення вважається лише максимальне значення паспортної дози, визначене за [10] у дозовому діапазоні відповідної зони; 2) оскільки станом на 2011 рік дані про щільність забруднення ґрунту ізотопами стронцію та плутонію офіційно не публікувалися, спеціалісти групи керувалися лише даними про щільність забруднення ґрунту ізотопами цезію; 3) у випадку відповідності населеного пункту за дозовим критерієм зоні посиленого радіоекологічного контролю щільність забруднення ґрунту не враховувалася, що також викликає сумнів. Експертна група у своїх висновках не враховувала і проведення планових контрзаходів та їх вплив на радіоактивне забруднення продуктів харчування і дозу опромінення населення через відсутність даної інформації на момент роботи. Зважаючи на сучасну радіоекологічну ситуацію, в межах Житомирської області згідно [7] із 700 населених пунктів не відповідають критеріям зонування, тобто можуть бути виведені із зон радіоактивного забруднення 555 населених пунктів у 9-ти адміністративних районах (Володарсько-Волинському, Ємільчинському, Коростенському, Лугинському, Малинському, Народицькому, Новоград-Волинському, Овруцькому і Олевському). Не зважаючи на оптимістичні висновки експертної групи НКРЗУ, проблема Чорнобиля тяжким тягарем залишиться для області ще на довгі роки, тому радіоекологічна складова має стати невід'ємною частиною як Програми економічного і соціального розвитку Житомирської області на 2014 і послідовні роки, так і Комплексної програми розвитку Житомирської області на 2012-2015 роки та регіональних і місцевих планів дій з охорони навколишнього природного середовища, які розробляються на виконання розпорядження Кабінету Міністрів України від 25 травня 2011 року №577-р «Про затвердження Національного плану дій з охорони навколишнього природного середовища на 2011 – 2015 роки». Однак наразі вона не є пріоритетною при розробленні як регіонального і місцевих планів дій з охорони довкілля, так і програм соціально-економічного розвитку регіону й окремих адміністративних районів. Крім того, проектом Програми соціально-економічного розвитку Житомирської області на 2014 рік не передбачені інструменти реалізації заходів, спрямованих на подолання наслідків аварії на ЧАЕС, а спеціальні обласні програми щодо вирішення цих питань наразі не розробляються й не діють. Зокрема, у програмах соціального і економічного розвитку трьох найбільш радіонуклідно забруднених адміністративних районів області питання подолання наслідків Чорнобильської катастрофи або бачаться у формі своєчасного проведення компенсаційних виплат постраждалому населенню, або у відселенні сімей із зони безумовного (обов'язкового) відселення у чисті регіони, або взагалі не представлені. Однак, на відміну від регіональної програми, вони містять також і положення, що стосуються екологічного оздоровлення та економічної реабілітації території, що зазнала радіоактивного забруднення. Серед проблемних питань, зазначених у регіональній програмі соціального та економічного розвитку Житомирської області на 2014 р. вказується на необхідність відселення 426 сімей із зони безумовного (обов'язкового) відселення, які не забезпечені житлом; забезпечення житлом 48 сімей із 16 сіл зони безумовного відселення, де вони проживають без належних умов; забезпечення житлом 242 сімей інвалідів та сімей з дітьми-інвалідами, інвалідність яких пов'язана із наслідками аварії на ЧАЕС. Не переселення людей, а реабілітація забруднених територій і залучення їх у ефективне господарське використання мають стати пріоритетними цілями розроблення усіх без винятку регіональних та місцевих планів дій з охорони довкілля. Зазначимо, що фінансування проведення комплексу заходів з подолання наслідків Чорнобильської катастрофи у 2013 році в Житомирській області практично не проводилося, а кошти у розмірі 430 тис. грн. виділялись лише на утримання служби радіологічного контролю.

Фахівцями обласних центрів радіологічного контролю та виконанню заходів по ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС 5-ти найбільш забруднених областей України у межах своєї компетенції і виділених коштів постійно проводиться робота, пов'язана з організацією і проведенням радіологічного контролю сільськогосподарської продукції. Лише Житомирським центром радіологічного контролю та виконанню заходів по ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС у 2013 році відібрано і перевірено понад 18 тис. проб, із яких 3,5 % зразків молока і 1,2 % зразків м'яса відповідно у 19-ти та 12-ти населених пунктах не відповідали державним гігієнічним нормативам (ДР-2006) за рівнем забрудненості ¹³⁷Cs. Радіонуклідно забруднена не деревна продукція лісу (гриби і ягоди) виявлена у жителів 59 сільських населених пунктів і становить 26,7 % від загальної кількості проаналізованих проб (1729). Співробітники Житомирського національного агроєкологічного університету спільно науковцями Житомирської філії ДУ «Інститут охорони ґрунтів України» досліджують агроєкологічний стан і проводять радіоекологічну оцінку ґрунтового покриву земель сільськогосподарського призначення поліської частини області [1, 13, 14, 17 та ін.]. Встановлене значне варіювання щільності забруднення ґрунтового покриву ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr навіть у межах одного населеного пункту [17], що і визначає необхідність проведення подальших моніторингових досліджень. Методичною основою радіоекологічного моніторингу радіоактивно забруднених ґрунтів можуть слугувати [6, 20]. Для здійснення фонових моніторингу на радіоактивно забруднених

територіях організовані 12 контрольних майданчиків, де постійно ведуться спостереження за зміною агрохімічних і фізико-хімічних властивостей ґрунту і динамікою щільності їх забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Реалії сьогодення висувають на передній план дещо інші від бачення органів виконавчої влади екологічні проблеми, характерні для територій, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС, а отже які потребують вирішення. Серед них: екологічна й економічна реабілітація та розвиток територій, що зазнали радіоактивного забруднення; одержання екологічно безпечної продукції тваринництва і рослинництва у приватному секторі господарювання в межах радіоактивно забруднених територій; забезпечення населення якісною питною водою та вивезення і зберігання твердих побутових відходів; недостатня необізнаність населення в радіоекологічних питаннях. Саме їх вирішення й має бути покладене в основу регіональних та місцевих планів дій з охорони навколишнього середовища. Альтернативи поверненню безпечних у радіаційному відношенні територій, а точніше земельних ресурсів, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС, в аграрну сферу наразі немає. Адже земельні ресурси є не лише матеріальною основою сільськогосподарської галузі, але й виступають активним учасником виробництва; вони виконують подвійну функцію: є предметом праці і знаряддям праці - за допомогою землі людина отримує необхідну продукцію і акумульовану від сонця таку необхідну їй енергію. Перш ніж повернути виведені із аграрного сектору через радіаційне забруднення земельні ресурси законним власникам (територіальним громадам), на наш погляд, потрібно мати чіткий план дій, який би враховував радіоекологічну і загальну агроекологічну складові. Радіоекологічна складова, на наш погляд, повинна передбачати вирішення 2 основних блоків завдань: 1) оцінку впливу ландшафтних і біогеохімічних характеристик сільгоспугідь щодо перерозподілу і концентрування радіонуклідів у компонентах агроєкосистем, що в значній мірі визначає ступінь ризику забруднення; 2) оцінку забруднення сільськогосподарських територій з точки зору можливості отримання продукції, що відповідає санітарно-гігієнічним нормативам.

В рамках санітарно-гігієнічного підходу до агроекологічної оцінки сільськогосподарських угідь, забруднених радіонуклідами, в першу чергу повинно вирішуватись завдання щодо можливості використання цих земель з метою отримання продукції, що відповідає встановленим нормативам. При цьому складовою оцінки має бути визначення вмісту радіонуклідів в ґрунтах, оцінка кількісного параметру переходу радіонуклідів по сільськогосподарських ланцюгах, біогеохімічна оцінка міграції і концентрації радіонуклідів у компонентах агроєкосистем і перенесення по трофічних ланцюгах, визначення рівнів забруднення виробленої сільськогосподарської продукції та її радіаційно-гігієнічна оцінка; обґрунтування меж забруднення ґрунтів радіонуклідами (контрольних рівнів, що забезпечують отримання нормативної продукції [21].

Інформаційною базою для створення планів дій і регіональних програм з охорони довкілля, у які інтегрується радіоекологічна складова, на наш погляд, повинні слугувати: 1) карти (картограми) щільності забруднення ґрунтового покриву ^{137}Cs і ^{90}Sr , а при необхідності й ізотопами плутонію в масштабі 1:10000 чи 1:25 000; 2) картограми кислотності, вмісту рухомого фосфору і обмінного калію, а також картограми забруднення ґрунту важкими металами; 3) ландшафтно-екологічний аналіз території (форми рельєфу, крутизна схилів, літологічні і гідрологічні умови, еродованість території); 4) фітосанітарна оцінка земель та їх агроекологічна типологія для проектування адаптивно-ландшафтних систем землеробства; 5) бонітування ґрунтів і оцінка продуктивності земель; 6) визначення кадастрової вартості сільськогосподарських угідь на основі агроекологічної оцінки земель.

Проведення вапнування кислих ґрунтів у зоні радіоактивного забруднення є також дієвим засобом їх реабілітації і забезпечення одержання безпечної сільськогосподарської продукції. Станом на 01. 01. 2014 р. понад 2/3 орних земель радіоактивно забрудненої території мають підвищену кислотність ґрунту ($\text{pH}_{\text{KCl}} \leq 5,0$) і лише 27 % ріллі не потребує вапнування [19]. Позитивна дія вапнякових добрив проявляється у створенні карбонатної буферної зони. В Поліссі має місце постійне вилуговування кальцію, а щорічні втрати цього елементу за рахунок вимивання у нижні шари ґрунту можуть перевищувати 300 кг/га, що значно позначається на ґрунтовій родючості [14].

Особливу увагу при розробленні плану дій з охорони навколишнього середовища в умовах радіоактивного забруднення слід звернути й на збереження і відтворення лісових ресурсів. Лісові екосистеми акумулювали значно більше радіонуклідів чорнобильського походження. Вони виконали свої природні захисні функції і значно зменшили рівень радіоактивного забруднення населених пунктів поліського регіону та сільськогосподарських угідь. Серед лісів 5-ти Поліських областей України найбільші площі зі значним рівнем радіоактивного забруднення (без урахування зони відчуження) зосереджені у межах лісового фонду Житомирщини. Через високу мозаїчність радіоактивних випадінь лісові площі окремих лісництв і навіть держлісгоспів різняться за розподілом насаджень за щільністю радіоактивного забруднення. Специфіка і складність радіаційної ситуації в лісах потребує регламентації використання деревної і не деревної продукції лісового господарства та

проведення заходів радіаційної безпеки для працівників галузі. Слід зазначити, що ще й сьогодні концентрація ^{137}Cs в межах лісових екосистем в окремих типах надґрунтового покриву значно вища, ніж у деревних породах. Максимальна питома радіоактивність спостерігається у макроміцетів. Із судинних рослин в умовах вологих суборів максимальні коефіцієнти переходу (КП) ^{137}Cs із ґрунту в надземну фітомасу виявлено у брусничних (чорниця, брусниця, журавлина), КП для яких може перевищувати 50-60. На наш погляд, необґрунтованим з екологічної точки зору є й співвідношення площ рубок лісу до їх посадки і посіву в межах Житомирської області, яке у 2012 році становило 10,5 : 1 [19]. Слід зазначити, що за умов помірних рубок догляду в природних і штучних насадженнях та при виправданому в лісівничому відношенні підборі агротехніки, складу лісових культур, схем змішування можна сформувати у штучних ценозах біологічно стійкі та високопродуктивні соснові і частково змішані деревостани на радіоактивно забруднених територіях Полісся, які за запасом стовбурної деревини і середнім її приростом можуть через декілька десятиріч дати високу її продуктивність, яка в радіаційному відношенні відповідатиме вимогам державних гігієнічних нормативів.

Висновки: 1) створення умов для підвищення рівня екологічної безпеки населення, що проживає на радіаційно забруднених територіях, можливе лише за умови інтеграції радіоекологічної складової у регіональні та місцеві плани дій з охорони довкілля. 2) поверненню раніше вилучених із сільськогосподарського обігу радіоактивно забруднених територій у користування територіальних громад повинне передувати їх радіоекологічне та ґрунтово - агрохімічне обстеження з наданням відповідних рекомендацій щодо ведення безпечного агропромислового виробництва; 3) вирішення питання зміни статусу зон радіоактивного забруднення можливе лише за наявності спільного бажання громад і органів як місцевого, так і регіонального самоврядування при подальшому науковому супроводі даної діяльності і належному проведенні інформаційно-просвітницьких заходів серед населення.

Література

1. Агроэкологическое состояние почв Житомирского Полесья и проблемы их эффективного использования / Надточий П.П., Мыслыва Т.Н., Малиновский А.С. [и др.]. // Міжвідомчий тематичний науковий збірник. - Спеціальний випуск до VIII з'їзду УТГА. - Кн. I. - 2010- С. 107-119.
2. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи у віддалений період (рекомендації) // за заг. ред Б.С. Прістера. - К.: Атіка, 2007. - 196 с.
3. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. - К.: КІМ, 2011. - 368 с.
4. Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: нац. доп. - К.: Атіка, 2006.- 224 с.
5. Десять лет после аварии на Чернобыльской АЭС: Национальный доклад Украины. - Минчернобыль Украины. - К.:, 1996. - 213 с.
6. Довідник для радіологічних служб Мінсільгоспроду України. - К.: УкрНДІСГР, 1997. - 197 с.
7. Експертний висновок про радіологічний стан населених пунктів Житомирської області від 26.12.2012 р. № 3. - Київ: НКРЗУ, 2012. - 23 с.
8. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове господарство) / П.П. Надточій, А.С. Малиновський, А.О. Мажар [та ін.] / за ред. П.П. Надточія. - К.: Світ, 2003. - 372 с.
9. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії (Збірка 6) - К.: К НЦРМ АМН України, 1997. - 103 с.
10. Радіаційно-дозиметрична паспортизація населених пунктів території України, що зазнала радіоактивного забруднення на ЧАЕС, включаючи тиреодозиметричну паспортизацію: інструктивно-методичні вказівки. - Київ - МОЗ України, 1996. - 74 с.
11. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2010 рр. - К.: МНС України, 2000. - 46 с.
12. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження) // Кашпаров В.А., Калиненко Л.В., Перепелятников Г.П. [і ін.]. - К.: Атака-Н, 2007. - 60 с.
13. Надточій П.П. Екологія ґрунту: монографія / П. П. Надточій, Т. М. Мислива, Ф. В. Вольвач. - Житомир: Вид-во «ПП Рута», 2010. - 473 с.
14. Надточій П.П. Кальцій в почвенном покрове агроценозов Житомирского Полесья / П.П. Надточій, В.А. Трембицкий, С.В. Бобрусь : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. [«Екологія: проблеми адаптивно-ландшафтного землеробства»], (Житомир, 16-18 червня 2005 р.) / Міністерство аграрної політики України [та ін.]. - Житомир: Вид-во ДАЕУ, 2005. - С. 121-130.
15. Позиція Державного агентства України з управління зоною відчуження на відеорепортаж каналу ICTV [Електронний ресурс] : офіційний сайт Держагентства України з управління зоною відчуження. - Режим доступу: <http://dazv.gov.ua>.

16. Пристер Б.С. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины // Исследования ЦПЭР. - 1999. – №20. – 103 с.
17. Радиоэкологическая оценка почвенного покрова земель сельскохозяйственного назначения в «критических населенных пунктах Житомирской области / П.П. Надточий, В.А. Трембицкий, Т.Н. Мысльва [и др.]. / В кн. Екологія: вчені у вирішенні проблем науки, освіти і практики. – Житомир, ДАУ, 2007. – С. 90-99.
18. Рекомендації з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення / Краснов В.П., Орлов О.О., Ландін В.П. [та ін.] ; під ред. В.П. Краснова. – К.: 2008. – 82 с.
19. Статистичний щорічник Житомирської області за 2012 рік / Головне управління статистики у Житомирській області. – Житомир, 2013. - 468 с.
20. Чернобыльская катастрофа: моногр. / за ред. В.Г. Бар'яхтара. – К.: Наук. думка, 1996. – 576 с.
21. Фокин А.Д. Сельскохозяйственная радиология: учебн. для вузов / А.Д. Фокин, А.А. Лурье, С.П. Торшин. – М.: Дрофа, 2005. – 367 с.

УДК[57+61]:539/1:04:595/773/4^577.213/.217:575.224

ЯВЛЕНИЕ ЭПИГЕНЕТИЧЕСКОГО ПОЛИМОРФИЗМА В КОНТЕКСТЕ КЛЮЧЕВЫХ РАДИОБИОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ: ЭФФЕКТЫ МАЛЫХ ДОЗ И РАДИОУСТОЙЧИВОСТЬ.

Кравец А.П., Соколова Д.А, Венгжен Г.С

Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины, Киев, Украина

Изучение механизмов, определяющих радиоустойчивость организмов, и факторов, влияющих на изменчивость этой важнейшей характеристики живого, является одной из центральных проблем радиобиологии. Исследование эффектов малых доз и выявление неустойчивости изучаемых показателей радиационного воздействия, и, более того, получение подчас противоречивых результатов делает необходимым пристального изучения молекулярно- генетических аспектов внутривидовой вариации радиоустойчивости. Этот не только теоретический, но и практический вопрос в настоящее время исследуется с разных позиций, включая явление генетического полиморфизма, связанного с присутствием и эффективностью функционирования у различных организмов систем антиоксидантной защиты и репарации [1].

Современная популяционная генетика наряду с понятием генетического полиморфизма оперирует понятием полиморфизма эпигенетического, под которым подразумевается зависимость гетерогенности фенотипов от разнообразия их эпигенетических программ при сохранении тождества генотипа [3]. Учитывая современное состояние вопроса о молекулярных механизмах, участвующих в определении экспрессируемой части генома, можно предполагать, что явление эпигенетического полиморфизма также определяется каскадом механизмов, в котором одно из центральных мест занимает разнообразие профилей метилирования ДНК в популяциях организмов идентичных генетически [2].

Целью исследования было изучение взаимосвязи между скоростью прорастания, исходным разнообразием профилей метилирования ДНК проростков и их радиочувствительностью, а также адаптивным потенциалом эпигенетически полиморфной популяции при различных режимах УФ-С облучения..

Материал и методы

При проведении исследования использованы цитогенетические методы (оценка выхода хромосомных аберраций), рестрикция ДНК MspI-, HpaII- и MboI- рестриктазами с последующим проведением ITS и ISSR – ПЦР.

Результаты и обсуждение

Полученные цитогенетические результаты семи повторов эксперимента свидетельствуют о зависимости поведения цитогенетических показателей от сезона, в течение которого проводилось исследование. Во всех повторах опыта наиболее значимое различие значений митотического индекса (МИ,%) наблюдалось между группами быстро («БП») и медленно прорастающих («МП») проростков.

Значимое различие наблюдается в исходном выходе хромосомных аберраций (Хр.аб,%) в группах БП и МП. Наибольшая неустойчивость цитогенетических параметров характерна для

группы проростков, прорастание которых проходило со средней скоростью («СП»), для которых значения исходного выхода Хр.аб. и МИ могут быть как ниже аналогичного показателя медленно прорастающих, так и превышать аналогичные показатели для быстро прорастающих проростков (рис.1а,б).

Электрофореграмма разделения продуктов ITS - амплификации рестриктов реакции с MspI (в) и MboI (с) - ферментами (Рис.2) показывают как исходные различия в профиле метилирования ДНК для проростков, различающихся по скорости прорастания (позиции 1, 3, 5), так и характер их изменений после облучения (позиции 2,4,6). Наиболее явные различия наблюдаются между быстро прорастающими проростками и другими вариантами.

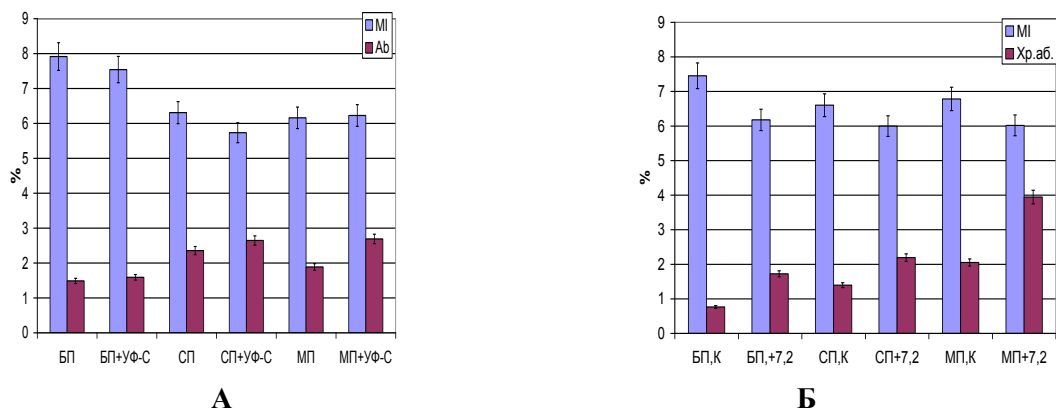


Рис 1. Цитогенетические показатели меристемы корней при УФ-С облучении проростков кукурузы с различной скоростью прорастания;

(А - лето; Б - осень) МИ – митотический индекс; Хр.аб. – выход хромосомных aberrаций; МП – медленно прорастающие; СП – средне прорастающие; БП – быстро прорастающие.

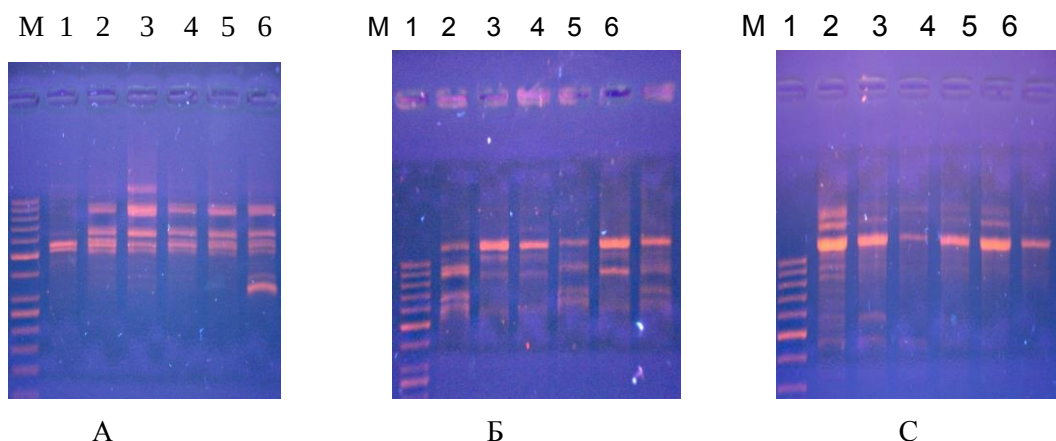


Рис 2. Электрофореграмма ISSR-амплификации рестриктов реакции с MboI(а) рестриктазой и ITS амплификации рестриктов реакции с MspI (б) и MboI(с) рестриктазами.

М – маркер молекулярного веса; 1 – вариант «БП»; 2 – вариант «БП + УФ-С»; 3 – вариант «СП»; 4 – вариант «СП + УФ-С»; 5 – «МП»; 6 – «МП + УФ-С».

Таким образом в результате проведения серии экспериментов показано, что проростки, имеющие различную скорость прорастания, характеризуются различными профилями метилирования транскрибируемой и сателлитной ДНК, цитогенетическими параметрами, а также изменением этих показателей при УФ-С облучении.

Следующий этап исследований был посвящен изучению адаптивного потенциала проростков различающихся эпигенетически.

Как показано на Рис 3., значимое различие наблюдается в исходном выходе хромосомных aberrаций (Хр.аб.,%) в группах проростков из быстро и медленно прорастающих семян.

У проростков из медленно прорастающих семян (МП-проростков) наблюдается более высокий выход хромосомных aberrаций, как в контрольном варианте, так и в варианте, получившем адаптирующую дозу. Сравнение выхода хромосомных aberrаций в режиме «адаптирующее облучение-ударное облучение» с выходом хромосомных aberrаций при одномоментном облучении в полной дозе (7,2 кДж/м²) показывает, что у проростков из быстро прорастающих семян наблюдается

четко выраженный адаптивный ответ при ударном облучении как через 4 часа, так и через сутки после адаптирующего. У проростков из медленно прорастающих семян адаптивный ответ не наблюдается при обоих интервалах между адаптирующим и повреждающим облучением.

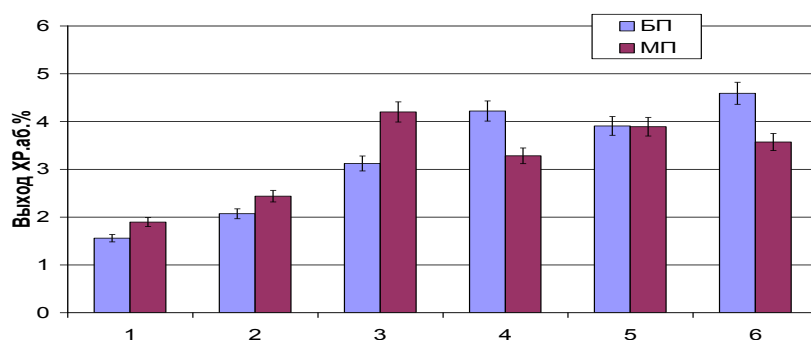


Рис.3 Выход (%) хромосомных aberrаций у проростков быстро – и медленно прорастающих семян. Режимы облучения: 1 – контроль, 2 – 1 кДж, 3 – 1 кДж + 6,2 кДж через 4 часа после адаптирующей дозы; 4. – полная доза 7,2 кДж/м², одновременно с облучением варианта 3 в ударной дозе; 5- 1 кДж + 6,2 кДж через 1 сутки после адаптирующей дозы; 6 – полная доза 7,2 кДж/м² одновременно с вариантом 5.

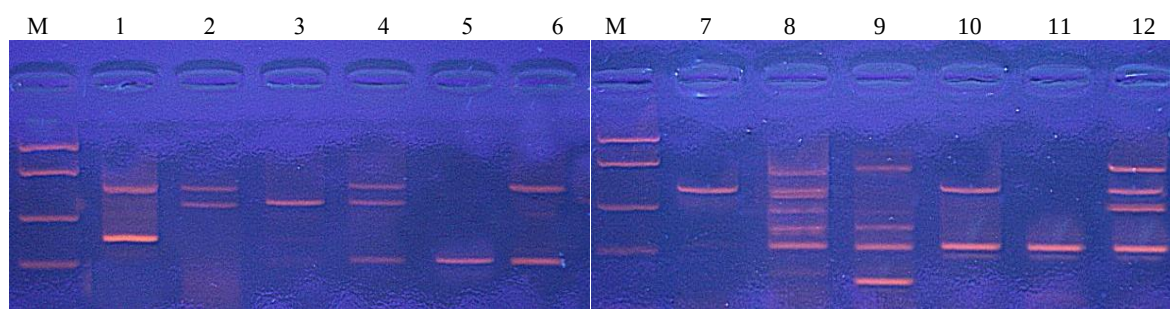


Рис. 4. Электрофореграмма ITS-амплификации рестриков HpaII-фермента.

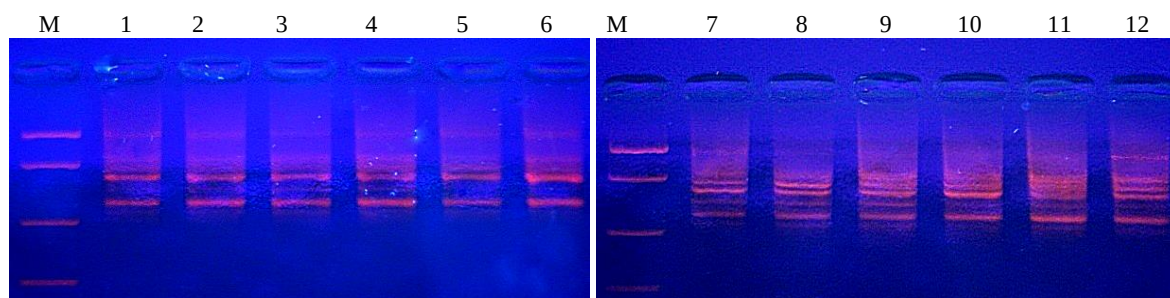


Рис. 5. Электрофореграмма ISSR-амплификации рестриков HpaII-фермента.

(M – маркер молекулярной массы GeneRuler 50 bp DNA Ladder; 1 – БП, контроль; 2 – БП, 1 кДж/м²; 3 – БП, 1 кДж/м² + 6,2 кДж/м² через 4 часа после адаптирующей дозы; 4 – БП, 7,2 кДж/м², одновременно с облучением варианта 3 в ударной дозе; 5 – БП, 1 + 6,2 кДж/м², через 1 сутки после адаптирующей дозы; 6 – БП, 7,2 кДж/м², одновременно с облучением варианта 5 в ударной дозе; 7 – МП, контроль; 8 – МП, 1 кДж/м²; 9 – МП, 1 кДж/м² + 6,2 кДж/м² через 4 часа после адаптирующей дозы; 10 – МП, 7,2 кДж/м² одновременно с облучением варианта 9 в ударной дозе; 11 – МП, 1 + 6,2 кДж/м², через 1 сутки после адаптирующего, 12 – БП, 7,2 кДж/м², одновременно с облучением варианта 11 в ударной дозе;)

Полученные результаты показывают, что проростки из медленно и быстро прорастающих семян, имеющие различный эпигеном, по-разному реагируют на повторяющееся стрессовое воздействие. У проростков из быстро прорастающих семян адаптация формируется; у проростков из

медленно прорастающих семян при исследованном режиме воздействия адаптивная реакция не формируется.

Приведенные на рис. 4, электрофореграммы свидетельствуют о значительном разнообразии спектров ампликонов как для продуктов ITS-амплификации рестриктаз HpaII контрольных образцов быстро – и медленно прорастающих проростков, так и всех вариантов с УФ-С облучением. Значительные различия (Рис. 5) наблюдаются в электрофореграммах ISSR-амплификации рестриктаз HpaII-фермента контрольных и облученных вариантов.

Таким образом, проведенное исследование было посвящено изучению двух взаимосвязанных вопросов. Первый вопрос относился к выявлению взаимосвязи между хорошо известным биологическим феноменом - вариабельностью скорости прорастания любой выборки непокоящихся семян и вариабельностью профилей метилирования транскрибируемой и сателлитной ДНК.

Второй вопрос относился к исследованию возможного биологического значения этого феномена; оно может быть связано с различной устойчивостью эпигенетически различных групп проростков к стрессовым факторам и их различным адаптивным потенциалом.

Полученные результаты показывают существование взаимосвязи между скоростью прорастания и исходным различием профилей метилирования транскрибируемой и сателлитной ДНК. Также установлена взаимосвязь между исходным разнообразием профилей метилирования ДНК проростков, различием их устойчивости и адаптивными возможностями.

Современные представления о формах регуляции в живых системах позволяют предположить несколько механизмов, определяющих влияние состояния метилирования ДНК на устойчивость и адаптацию организма. Полученные данные, которые показывают связь изменений профилей метилирования сателлитной ДНК с выходом хромосомных aberrаций, дают основание для вывода, что изменение профиля метилирования, влияя на конформацию ДНК, определяют уязвимость этой макромолекулы для радиационного воздействия. Изменение профиля метилирования транскрибируемой ДНК может отражать как изменение уязвимости этой части ДНК, так и изменение ее доступности транскрипционным факторам и факторам репарации. Иными словами определять эпигенетическую компоненту регуляции.

Приведенные данные, полученные на растениях, являются первым этапом изучения роли эпигенетического полиморфизма организмов в определении популяционной и индивидуальной устойчивости к действию разнообразных стрессовых факторов. Являясь частью общей проблемы радиоустойчивости, явление эпигенетического полиморфизма позволяет по-новому взглянуть на неустойчивость эффектов малых доз. Отмеченная в данном исследовании изменчивость относительных размеров групп проростков, обладающих различным эпигеномом, зависимость этого соотношения от сезона и условий произрастания может влиять на оценки устойчивости и даже на знак реакции при исследовании эффектов хронического облучения и малых доз.

Выводы.

Впервые проведено исследование связи хорошо известного биологического феномена-вариабельности скорости прорастания семян с различием профилей метилирования транскрибируемой и сателлитной ДНК, радиоустойчивостью и адаптивным потенциалом их проростков. В результате проведения двух серий экспериментов сформулированы следующие выводы:

1. Проростки, имеющие разную скорость прорастания, обладают исходно различными профилями метилирования транскрибируемой и сателлитной ДНК т.е являются эпигенетически полиморфными.
2. Растения, различающиеся эпигенетически, обладают различной радиоустойчивостью.
3. Различающиеся эпигенетически растения обладают также различным адаптивным потенциалом.

Литература

1. Coleman M.A., Yin E., Peterson L. et.al. Low-dose irradiation alters the transcript profiles of human lymphoblastoid cells including genes associated with cytogenetic radioadaptive response // Radiat. Res. – 2005. – **164**. – P. 369-382.
2. Hauser M.-T. et al. Transgenerational epigenetic inheritance in plants. // Biochim. Biophys. Acta. – 2011. – doi:10.1016/j.bbarm.2011.03.007.
3. Zhang S., Liu X. Does epigenetic polymorphism contribute to phenotypic variances in *Jatropha curcas* L.? // BMC Plant Biol. – 2010. – 10:259 doi:10.1186/1471-2229-10-259.

ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ ЦЕОЛІТУ ДЛЯ ОЧИСТКИ ВІДХОДІВ БІОГАЗОВОЇ УСТАНОВКИ ВІД РАДІОНУКЛІДІВ

Дідух Микола Ілліч

Житомирський національний агроекологічний університет

Постановка проблеми.

Пройшло 27 років після аварії на Чорнобильській АЕС, у результаті якої радіоактивні опади на багато десятиліть ускладнили ведення господарської діяльності ряду галузей народного господарства, пов'язаних із використанням земельних ресурсів.

Наразі радіоекологічна ситуація в Україні поступово поліпшується. Завдяки вжитим мірам інтенсивного радіаційного захисту та в результаті природного радіоактивного розпаду радіонуклідів у десятки і сотні разів, порівняно з 1986 роком, знизилися як гамма-випромінювання у повітрі, так і вміст радіонуклідів у сільськогосподарських харчових продуктах, вироблених на цих територіях. Загальна площа територій з високою щільністю забруднення зменшилася в середньому в 1,5–2 рази. У результаті більшість "забруднених" територій в даний час безпечні для проживання та економічної діяльності. Тому значну частину земель, виведених після аварії з обороту, нині можна повертати в господарське користування. В Україні вже повернуті в господарське користування більше 10 тис. га раніше відчужених земель [2,7].

Територія, на якій наразі існують проблеми виробництва нормативної сільськогосподарської продукції, обмежується, в основному, зоною відчуження та найбільш забрудненими районами зони обов'язкового (безумовного) відселення. Проте і в даних зонах існують території, які можуть підлягати реабілітації. Так, за попередніми розрахунками багатьох вчених та експертів, до 50% забруднених земель зони відчуження з 260 тисяч га можна використовувати для вирощування енергетичних культур [3].

Для вирішення даних проблем у 2012 році Кабінет Міністрів України схвалив «Концепцію реалізації державної політики у сфері розвитку діяльності в окремих зонах радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи». У цьому документі пропонується, зокрема, розглянути можливість будівництва в зоні відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення установок зі спалювання деревини, вирощування сільськогосподарських енергетичних культур (ріпаку, енергетичної верби). Зазначається, що таким шляхом можна іммобілізувати частину радіонуклідів, що знаходяться в ґрунті, і отримати альтернативну енергію [3].

Однак при вирощуванні ріпаку в якості сировини для біоенергії (біодизель) є загроза отримати побічну продукцію (солома, макуха) з радіонуклідним вмістом понад допустимі норми (ДР-2006), що, в свою чергу, створює цілий ряд проблем з радіаційної безпеки щодо їх транспортування, зберігання, переробки та утилізації. Присутність таких відходів переробки ріпаку може сприяти погіршенню радіологічної обстановки, що пов'язане із додатковим радіаційним забрудненням навколишнього середовища, ґрунтових вод та ґрунту.

Для утилізації таких відходів ріпаку пропонується їх переробка в біогазових установках з отриманням біогазу та рідких високоякісних органічних добрив. Проте, перероблені відходи ріпаку за допомогою анаеробного зброджування в натуральне біодобриво, яке містить у великій кількості біологічно активні речовини і велику кількість мікроелементів, можуть містити і певну кількість радіонуклідів. Використання таких біодобрив може призвести до додаткового забруднення ґрунтів.

Тому переробка відходів біогазового виробництва з таким широким спектром біохімічних сполук з метою виділення, концентрації та безпечного захоронення радіонуклідів у даній ситуації представляє собою найбільш складне технологічне завдання.

З метою вирішення проблем виділення і концентрування з технологічних рідин радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs , що потрапили в навколишнє середовище внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, широко використовують сорбційні методи. При цьому, вибір сорбенту визначається декількома факторами, головними з яких є його сорбційні характеристики, селективність по відношенню до радіонуклідів, хімічна та радіаційна стійкість. Безумовно, не останню роль відіграє вартість матеріалу [5,7,8].

Наразі в практиці очищення технологічних відходів відома велика кількість мінеральних, синтетичних і органічних сорбентів. Однак ряд авторів відзначають деякі труднощі щодо забезпечення відносної селективності багатьох сорбентів, так як завдяки тому, що у складі сорбенту є кілька типів комплексоутворюючих груп (а значить, має місце відразу кілька механізмів

сорбції), то при очищенні багатокомпонентних розчинів (до яких відносяться і біодобрива) даний сорбент витягує з нього всі компоненти підряд і, в результаті, сорбційна здатність стосовно радіоактивних компонентів знижується [4,7,10,13].

Перспективними, в цьому плані, є природні мінеральні сорбенти, які володіють значною стійкістю до радіаційного випромінювання і здатністю необоротно фіксувати радіонукліди, що дуже важливо при очищенні низькорadioактивних рідких відходів сільськогосподарського виробництва, до того ж, з властивою їм низькою комерційною вартістю.

У цих умовах значний інтерес представляє вивчення ефективності очищення рідини біореактора при використанні в якості сировини для біогазу побічної radioактивно забрудненої продукції рослинництва методом сорбції з використанням сорбентів селективної дії.

Виходячи з цього основною метою досліджень була розробка та апробація способу сорбційної очистки рідких відходів біогазової установки від радіонуклідів та вивчення сорбційних характеристик природного мінерального сорбенту цеоліту стосовно ^{137}Cs .

Об'єкт та методика досліджень

Для вилучення радіоцезію з рідини біореактора біогазової установки використовували природний цеоліт Сокиринського родовища цеолітів ділянки "Сапгич".

Сокиринський ЦЕОЛІТ – це мінерал сорбент з радіопротекторними властивостями вулканогеноосадочного походження, клиноптилолітового типу, класу мікропористих каркасних алюмосилікатів. За хімічним складом Сокиринський клиноптилоліт відноситься до натрієво-калієвих цеолітів. Кристалохімічна формула клиноптилоліту така: $(\text{NaK})_4\text{CaAl}_6\text{Si}_{30}\text{O}_{72}\cdot 24\text{H}_2\text{O}$. Межі зміни ставлення Si / Al для клиноптилоліту складають 4,25–5,25.

Зовнішній вид завантаженого цеоліту – дрібнозерниста крихта, білувато-жовтого, сірого, зеленувато-сірого кольору. Розмір фракції – 4–6 мм [6].

Цеоліт – пористий природний мінерал, що містить до 70% клиноптилоліту, а в якості домішок – монтморилоніт, кварц, польовий шпат, опал, вулканічне скло тощо. Клинноптилоліт – висококремністий цеоліт із співвідношенням кремнезему до глинозему від 3,5 до 10,5 і містить у середньому 60 % двоокису кремнію. У клиноптилоліту діаметр вхідних вікон в порожнині дорівнює 0,4 нм [6].

Спостерігається постійна вибірковість до калію порівняно з натрієм, що лежить в основі вилучення радіоцезію.

Для включення сорбенту в технологічний ланцюг отримання біодобрива при виробництві біогазу з radioактивної сировини (рис.1) розроблена та встановлена сорбційна система, схема якої представлена на рис. 2.

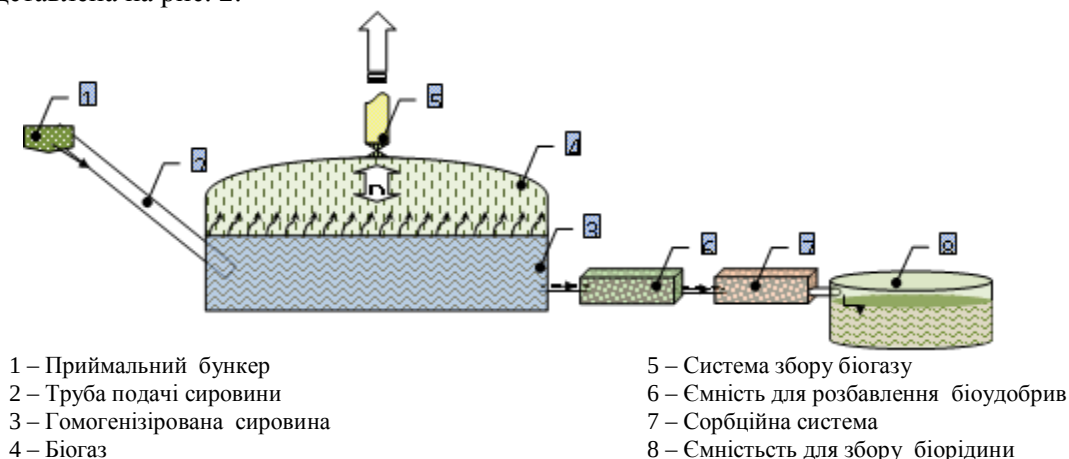


Рис.1 Загальна схема біогазової установки с. Ласки Народичського району.

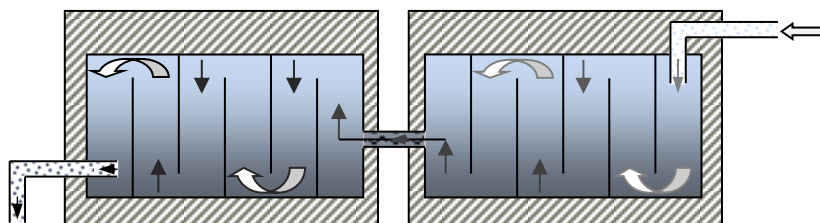


Рис.2. Схема сорбційної системи очистки біодобрив від радіонуклідів.

Сорбційна система складається з 2-х сорбційних секцій, які, в свою чергу, складаються з 6-ти підсекцій. У кожену з сорбційних секцій засипають по 12,5 кг цеоліту. Загальна маса цеоліту для пропуску 160 л (об'єм секції відстійника біодобрива) рідини становила 25 кг.

Оптимальна прогнозована швидкість проходу рідини становила 110мл/хв, з розрахунку, що вся рідина відстійника пройде через сорбент впродовж 12 годин.

Для виконання основної мети досліджень ставилися наступні завдання:

- визначити сорбційні властивості цеоліту для ^{137}Cs у залежності від швидкості проходження біогазової рідини;
- визначити вплив кислотності біогазової рідини на ефективність сорбції ^{137}Cs цеолітом.

Результати досліджень.

Сорбція є одним із найбільш ефективних методів виділення із рідин розчинених речовин, в тому числі і радіонуклідів, з використанням сорбентів. Для кількісної оцінки сорбційних властивостей окремих сорбентів, з метою визначення можливості застосування їх у тій чи іншій області, використовуються відповідні характеристики процесу сорбції.

Сорбційну здатність сорбентів оцінювали за допомогою наступних характеристик:

- відносна сорбція

$$S_{\%} = 100\% \cdot (C_{\text{поч}} - C_{\text{кін}}) / C_{\text{поч}}, \text{ где } C_{\text{поч}} \text{ и } C_{\text{кін}} — \text{початкова і кінцева концентрації } ^{137}\text{Cs в рідині};$$

- сорбційна ємність

$$S = V_{\text{розч}} \cdot (C_{\text{поч}} - C_{\text{кін}}) / M_{\text{сорб}}$$

де $V_{\text{розч}}$ — об'єм досліджуваного розчину, л (мл); $M_{\text{сорб}}$ — маса сорбенту, г;

- коефіцієнт розподілу

$$K_d = S / C_{\text{кін}} = (V_{\text{розч}} / M_{\text{сорб}}) \times (C_{\text{поч}} - C_{\text{кін}}) / C_{\text{кін}}.$$

Результати експерименту з вивчення впливу швидкості проходження рідини через фільтраційну систему (12 відсіків з сорбентом) біогазової установки с. Ласки Народицького району представлені в таблиці 1 і на рис. 3 .

Отримані дані дозволяють стверджувати, що при проходженні рідини через дві секції фільтраційної системи (12 відсіків) сорбційні властивості цеоліту виявилися досить високими:

- відносна сорбція – 94,8– 98,3 ;
- сорбційна ємність – 1159,4 – 1201,9 ;
- коефіцієнт розподілу – 104,4 – 328,4

Найбільш ефективна швидкість проходження рідини через фільтрувальну установку 65 мл / хв .

Таблиця 1

Ефективність сорбції ^{137}Cs з біогазової рідини біогазової установки с. Ласки Народицького району.

Швидкість проходження рідини мл/хв	Ап ^{137}Cs , Бк/кг	$S_{\%}$	S	K_d
Рідина початкова	214			
65	3,66	98,28972	1201,943	328,3997
110	9,23	95,68692	1170,114	126,7729
160	11,1	94,81308	1159,429	104,453

Однак, з огляду на незначні відмінності в ефективності сорбції залежно від швидкості проходження рідини, можна для більш швидкого очищення великих об'ємів рідини рекомендувати швидкість проходження її через фільтраційну систему 110 мл / хв.

Аналізуючи графічну залежність відносної сорбції цеоліту від швидкості проходження біогазової рідини (рис. 3) ще раз математично підтверджено, що найбільш оптимальною швидкістю проходження рідини через сорбційну систему є 65–110 мл на хвилину. При збільшенні швидкості проходження рідини до 160 і більше мл / хв ступінь сорбції істотно знижується.

Згідно з літературними джерелами сорбція радіоцезію з рідини в значній мірі залежить від кислотності і сольового складу розчину [1,9,10,14]. Тому нами було поставлено завдання вивчити ступінь впливу на сорбцію ^{137}Cs цеолітами рН біорідини.

Експеримент з сорбції в динамічних умовах проводився в лабораторії університету, де була, за допомогою з'єднаних між собою колб, змодельована сорбційна система біогазової установки с. Ласки

Народицького району. Тобто, в даній моделі біогазова рідина у кількості 1,2 літра проходила через 12 колб з цеолітом 0,187 кг кожна, що відповідає проходженню 160 л (об'єм відстійника) біорідини через 25 кг цеоліту (одноразове завантаження цеоліту в 2 секції фільтрувальної системи) .

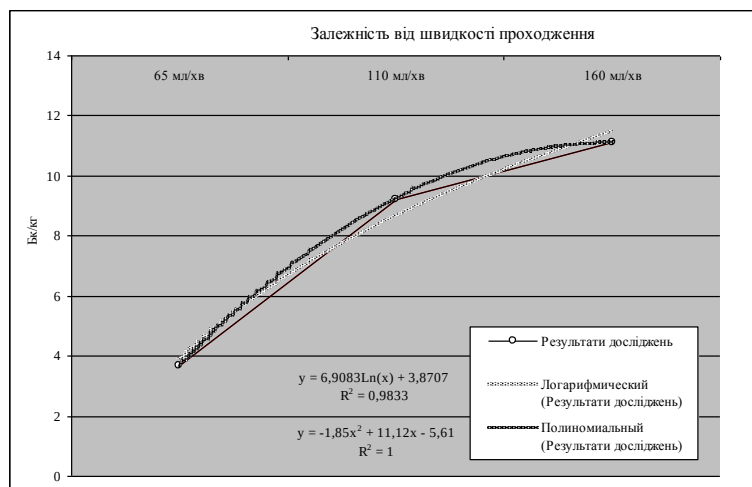


Рис. 3. Залежність відносної сорбції цеоліту від швидкості проходження біогазової рідини.

Рідину для дослідження відбирали безпосередньо з відстійника біогазової установки. Збільшення рівня забруднення рідини ^{137}Cs проводили за допомогою додавання настою забруднених грибів. Кислий характер за допомогою соляної кислоти.

Результати даних досліджень представлені в табл. 2 і на рис.4.

Таблиця 2.

Сорбційні властивості цеоліту в залежності від pH біорідини.

pH рідини	$A_{\text{п, початкова}}$, Бк/кг	$A_{\text{п, кінцева}}$, Бк/кг	$S\%$	S	$K_{\text{д}}$
8,5	95	4,75	95	515,71	108,57
7,6 (факт.)	95	5,32	94,4	512,46	96,33
7	95	6,27	93,4	507,03	80,87
5	95	18,46	80,57	437,37	23,69
3	95	28,9	69,58	377,71	13,07

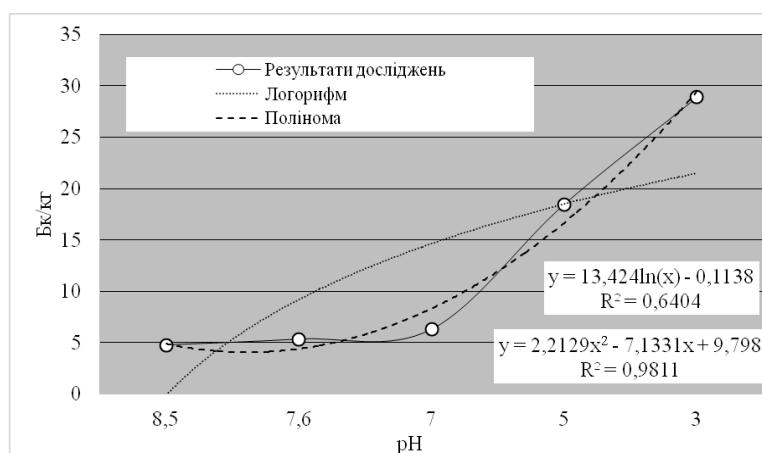


Рис. 4 Відносна сорбція цеоліту в залежності від pH біогазової рідини

Проведені дослідження вказують на те, що ступінь вилучення радіоцезію з біогазової рідини із збільшенням кислотності зменшується відповідно до побудованих поліноміальних рівнянь. При цьому, найбільш високий ступінь вилучення радіоцезію цеолітом відзначається при рН 8,5–7,6.

Однак, слід зазначити, що в інтервалі рН 7 – 8,5 інтенсивність сорбції цеоліту від кислотності залежить на багато менше ніж в інтервалі рН 7–3. Такий вплив рН на сорбційну здатність цеолітів обумовлений тим, що ці сорбенти, як і інші алюмосилікати, представляються поліфункціональними слабокислотними іонами. Тому в кислому середовищі на сорбенті в обміні різних катіонів беруть участь і конкуруючі з ними іони водню. Взаємодія іонів водню з кисневим радикалом каркаса цеоліту призводить до утворення гідроксильних груп і зниження заряду матриці, що супроводжується зменшенням сорбційної здатності цеолітів відносно ^{137}Cs . Крім того, деяке зростання сорбції радіоізоотопів ^{137}Cs із збільшенням рН свідчить про те, що в розчині вони знаходяться в іонному стані, що підтверджується і іншими авторами [1,7,9,11,13].

Таким чином, можна констатувати, що при фактичній кислотності біогазової рідини рН 7,6 очистка її від радіоцезію відбувається майже з максимальною ефективністю.

Висновки.

На основі проведених досліджень можна констатувати, що при переробці рослинних відходів забруднених радіонуклідами в біогазових установках доцільно з метою отримання екологічно безпечного біодобрива включати в технологічний ланцюг сорбційну систему очистки.

Найбільш оптимальна швидкість проходження рідини через сорбційну систему 65–110 мл на хвилину. При збільшенні швидкості проходження рідини до 160 і більше мл/хв ступінь сорбції істотно знижується.

Ефективність сорбції ^{137}Cs з біорідини в значній мірі залежить від кислотності розчину. При цьому найбільш високою ступінь вилучення радіоцезію цеолітом відзначається при рН 8,5–7,6.

Список літератури

1. Ватин Н.И. Применение цеолитов клиноптилолитового для очистки природных вод / Н.И. Ватин, В.Н. Чечевичкин, Е.С. Шилова // Magazine of civil Engineering? № 2, 2013. – С. 81–88
2. Дідух М.І. Ріпак для відродження Народицького району/ М.І.Дідух, М.Й. Орловський. – Житомир. – 2012. – 63с.
3. «Зелений» експеримент для Чорнобиля: (Електронний ресурс). — Режим доступа <http://www.economica.com.ua/energy/article/3536406.html>
4. Климов Е.В. Цеолиты как средство очистки воды от радионуклидов (очистка питьевой воды) / Е.В. Климов // Экологическая безопасность в АПК. Реферативный журнал, № 2, 2011. – С.302
5. Красноперова А. П., Эффективные сорбенты для очистки воды от радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs /А.П. Красноперова, Л.Т. Лебедева, О.Ю. Сытник, Г.Д. Юхно // III-я Международная конференция «Сотрудничество для решения проблемы отходов», Харьков, 7-8 февраля 2006. – С.132 – 134
6. Природный цеолит «Сокирнит» ГК «Цеолитовые технологии» : (Електронний ресурс). — Режим доступа <http://www.zeomix.ru/scientifictechnicalexpertappraisal.html>
7. Радиоактивно загрязненные территории Беларуси, России и Украины : (Електронний ресурс). — Режим доступа <http://chernobyl.info/ru-RU/Tekst-stati/ItemID/421/returnTabID/192.aspx>
8. Шушков Д.А. Сорбция радиоактивных элементов цеолитсодержащими породами / Д.А. Шушков, И.И. Шуктомова // Известия Коми научного центра УрО РАН. Выпуск 1(13), Сыктывкар, 2013. – С. 69– 73
9. Shahwan T, Erten HN (2001) Thermodynamic parameters of Cs^+ sorption on natural clays. Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry 253: 115– 120.
10. Bunzl K, Schultz W. 1985. Distribution coefficients of ^{137}Cs and ^{85}Sr by mixtures of clay and humic material. J Radioanal Nucl Chem 90:23– 37
11. Cornell RM. 1993. Adsorption of cesium on minerals: A review. J Radioanal Nucl Chem 171:483– 500.
12. Roman A. Penzin, Liev I. Trusov. Development of the sorption filtration technique for decontamination of low level liquid radioactive waste. WM'01 Conference, February 25-March 1, Tucson, AZ. – 2001.
13. Shahwan T, Erten HN (2001) Thermodynamic parameters of Cs^+ sorption on natural clays. Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry 253: 115– 120.
14. Staunton S., Roubaud M. 1997. Adsorption of ^{137}Cs on montmorillonite and illite: effect of charge compensating cation, ionic strength, concentration of Cs , K and fulvic acid. Clays and Clay Minerals, Vol. 45, No. 2: 251– 260,

ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ И УРОВНЕЙ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОСНОВНЫХ КОМПОНЕНТОВ БИОЦЕНОЗА ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Гудков Д.И., Протасов А.А., Щербак В.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б., Дьяченко Т.Н., Силаева А.А.

Институт гидробиологии НАН Украины

ГСП «Чернобыльский спецкомбинат» ГСЧС Украины

Водоем-охладитель Чернобыльской АЭС (ВО ЧАЭС) является искусственным водоемом, сооруженным на правобережном участке поймы р. Припяти, основным назначением которого было обеспечение водой теплообменного оборудования и систем пожаротушения станции при эксплуатации энергоблоков. Берега водоема сформированы частично надпойменной террасой, а в основном – защитной дамбой протяженностью 25 км, шириной 70–100 м и высотой 5,7 м. Длина ВО составляет 11 км, средняя ширина – 2 км, площадь – 22,7 км², преобладающая глубина – 4–7 м, на отдельных участках – до 18–20 м, объем при НПУ – 149 млн. м³. Водное зеркало ВО находится на 6–7 м выше уровня р. Припяти, вследствие чего происходит интенсивная фильтрация воды через дамбу. Покрытие расходов на фильтрацию и испарение осуществляется путем подкачки воды из р. Припяти с помощью береговой насосной станции.

В период аварии на ЧАЭС в результате ветрового переноса радиоактивных веществ и их осаждения на водную поверхность, а также поступления через отводящий канал с реакторными водами, экосистема ВО подверглась интенсивному радионуклидному загрязнению. Преобладающая часть радиоактивных веществ, поступившая в ВО, достаточно быстро аккумулировалась донными отложениями и водными организмами. А поскольку последние являются эффективными концентраторами радионуклидов, то в настоящее время в биомассе гидробионтов ВО сосредоточены значительные количества радиоактивных веществ, вовлеченных в биогеохимический круговорот.

Согласно постановлению Кабинета Министров Украины от 29.11.2000 г. был досрочно остановлен последний энергоблок ЧАЭС и начаты работы по снятию станции с эксплуатации. Соответственно, на данном этапе на станции осуществляются технические и административные меры, которые определяются общими положениями обеспечения безопасности при снятии с эксплуатации атомных электростанций и исследовательских ядерных реакторов.

Прекращение работы ЧАЭС в энергогенерирующем режиме, а также выгрузка ядерного топлива позволили вывести из эксплуатации большую часть систем, функционирование которых требовало подачи технической воды для охлаждения теплообменного оборудования. При постепенном выводе из эксплуатации систем был также существенно сокращен объем необходимого водопотребления для других нужд ЧАЭС. Поскольку источником забора технической воды для нужд станции, в соответствии с проектом является ВО, то на сегодняшний день количество воды в ВО многократно превышает потребности станции, что послужило причиной рассмотрения возможных стратегий вывода водоема из эксплуатации.

В настоящее время ВО является высокопродуктивной полуприродной экологической системой. Основные группировки гидробионтов (планктон, бентос, перифитон, нектон, высшая водная растительность) в водоеме отличаются высоким уровнем биоразнообразия: значительным количеством таксонов, трофических уровней и экологических групп. Достаточно высоки продукция, показатели биомассы, запасы макрофитов, фито- и зоопланктона, фито- и зооперифитона, зообентоса, а также рыб.

Исследованиями в период 2012–2013 гг. было выявлено 18 видов макрофитов из 14 семейств. Заросли воздушно-водной растительности окружают водоем практически по всему периметру. Ширина пояса зарослей колеблется от 1 до 30 и более м, в среднем составляя 6–12 м. Доминируют тростниковые ценозы, где высота растений достигает 1,5–3,9 м, плотность зарастания – 68–456 побегов на м². Фитомасса тростника, произрастающего выше уреза воды, составляет 1,0–1,5, для погруженных зарослей – 2,0–10,6 кг/м² сырой массы (с.м.). Общая площадь зарастания ВО макрофитами в 2013 г. составила около 82 га, а запасы фитомассы – 1930 т с.м.

В фитопланктоне отмечено от 29–33 (лето) до 131 таксона (весна) водорослей из 8 отделов. Осенью в таксономическом составе доминировали диатомовые (63%), весной – Bacillariophyta и Chlorophyta, летом – Bacillariophyta. В весенний период численность фитопланктона составляла от 1,63–2,08 млн. кл/дм³ до 6,67–7,55 млн. кл/дм³, летом – 18,1–27,8 млн. кл/дм³, при этом 62–97%

численности летнего фитопланктона формировали представители Cyanophyta. Среди водорослей обрастателей было обнаружено 154 вида водорослей из 6 отделов: на твердом субстрате – 129, на высших водных растениях – 90 видов. Наибольшим видовым богатством характеризовались диатомовые водоросли (53% общего количества), зеленые (27%) и сине-зеленые (16%). В осенний период наблюдали увеличение доли диатомовых до 78% и значительное снижение – зеленых (до 5%). Разовые запасы фитопланктона ВО ЧАЭС в 2012–2013 гг., оцениваются в пределах 184– 420 т. Разовый запас водорослей-обрастателей оценивается в 20,55 т с.м.

Зоопланктон ВО весной и летом 2013 г. характеризовался достаточно высоким таксономическим богатством, выявлен 51 таксон беспозвоночных – 23 коловраток (Rotatoria), 13 – ветвистоусых (Cladocera) и 13 – веслоногих (Copepoda) ракообразных, а также ракушковые раки (Ostracoda) и велигеры дрейссены. В целом ведущую роль играли коловратки, составляя в среднем более 50% общего количества таксонов. Общая численность зоопланктона в среднем по водоему составляла 7522 тыс. экз/м³ (май) и 773 тыс. экз/м³ (июль), биомасса – соответственно 6,26 г/м³ и 0,31 г/м³. Общий запас зоопланктона в мае был достаточно значительным – 96,8 т/км², и более чем в 10 раз ниже в июле – 8,9 т/км². Разовый запас зоопланктона в ВО в июле составлял 204 т, в мае – 2217 т.

В зообентосе ВО на протяжении 2012–2013 гг. было зарегистрировано более 80 таксонов беспозвоночных из 16 групп. Наибольшим богатством отличались олигохеты и личинки хирономид. Ракообразные были приурочены как к поселениям дрейссены на средних глубинах (3–5 м), мизиды, корофииды и гаммариды встречались и в прибрежье. До глубины 1 м на песке дрейссены встречались в виде друз и на поверхности двустворчатых моллюсков семейства Unionidae. Наличие поселений дрейссены определило достаточно высокий уровень количественных показателей зообентоса – максимально на глубине 5 м – до 6,5 кг/м². Отмечено, что на глубине до 1,0 м в существуют поселения дрейссены со значительной биомассой (до 2,0 кг/м²). Биомасса «мягкого» зообентоса находится на стабильном уровне – порядке 15 г/м². Запас зообентоса ВО до глубины 7 м в среднем составил около 16920 т с.м. В зооперифитоне (эпилитон) отмечено более 35 таксонов беспозвоночных, основное таксономическое богатство определяли личинки хирономид. Общий разовый запас зооперифитона на каменной отсыпке направительной дамбы составил 4100 т с.м.

Рыбное население ВО в доаварийный период состояло из 33 видов, относящихся к 7 семействам, среди которых самым большим видовым богатством отличалось семейство карповых (19 видов). Прочие семейства (окуневые, сомовые, щуковые и др.) были представлены 1–2 видами. Основная часть видов рыб попала в ВО из р. Припять и ее пойменной системы при сооружении водоема. Некоторые виды (белый и пестрый толстолобики, сом канальный, форель, большеротый буффало и др.) были заселены в ВО в 1983–1985 гг. с целью развития рыбоводства [1]. К сожалению, детальных оценок современного состояния видового разнообразия рыбных сообществ и их запасов в ВО, которые должны основываться на контрольных отловах и системных наблюдениях, не проводилось. Анализ основных характеристик видового состава рыбного населения, которые достаточно широко выполнялись в период 1994–1998 гг. [3], современной частоты встречаемости доминирующих видов, продукционных характеристик основных кормовых объектов рыб, а также использование материалов исследований на водоемах-аналогах, позволили установить, что в современных условиях биомасса рыб ВО может колебаться в пределах 220–750 кг/га. Таким образом, общие запасы рыбы ВО могут составлять от 500 до 1500 т.

Современные уровни и состав радионуклидного загрязнения водной биоты ВО ЧАЭС обусловлены, в первую очередь, качественным и количественным составом радиоактивных веществ, поступивших в виде аэрозолей на водную поверхность и прилегающие территории, а также с реакторными водами через отводящий канал станции в период активной фазы аварии на ЧАЭС в 1986 г. Последующая динамика концентрирования радионуклидов водными организмами обусловлена преимущественно гидрохимическим и гидрологическим режимом ВО, интенсивностью процессов вторичного поступления радиоактивных веществ в водную толщу, среди которых наиболее значимыми являются трансформация в почвах водосборных территорий и донных отложениях водоема физико-химических форм радионуклидов и их вовлечение в биогеохимической круговорот, а также транспортом за пределы ВО.

Данные относительно современных уровней радионуклидного загрязнения водных организмов ВО были получены на протяжении 2012–2013 гг. Исследовали удельную активность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs у наиболее распространенных в ВО высших водных растений и водорослевых сообществ, а также в двустворчатых моллюсков и рыбах. Отбор проб растительных организмов и моллюсков выполняли

по всей акватории ВО, лов рыбы осуществляли в северо-западной части «старой теплой» зоны водоема.

Среди растительных организмов наиболее высокие удельные активности как ^{90}Sr , так ^{137}Cs отмечены для погруженных растений, которые имеют хорошо разветвленную поверхность и повышенную способность аккумулировать радионуклиды (табл. 1). Также сравнительно высоким содержанием радионуклидов характеризуются водорослевые сообщества.

Табл. 1. Удельная активность радионуклидов в водных растениях ВО в 2012–2013 гг., Бк/кг воздушно-сухой массы.

Вид	^{90}Sr			^{137}Cs		
	min	max	среднее	min	max	среднее
Тростник обыкновенный	49	1467	331	612	5841	1834
Роголистник погруженный	1230	5909	3532	24535	40080	33532
Уруть колосистая	790	4304	2219	5116	42591	16954
Нитчатые водоросли	163	1598	1017	5545	45660	27930
Водоросли обрастаний	908	1160	1034	6835	7996	7416

Многолетняя динамика удельной активности радионуклидов у погруженных высших водных растений свидетельствует о высокой степени зависимости содержания ^{137}Cs в тканях растений от удельной активности воды ВО ЧАЭС ($r = 0,55$ и $0,89$, соответственно). Снижение содержания радионуклида в воде сопровождалось постепенным уменьшением активности тканей погруженных водных растений (рис. 1). Коррелятивная зависимость содержания ^{90}Sr в тканях роголистника погруженного и урути колосистой от удельной активности радионуклида в воде носила негативный характер ($r = -0,13$ и $-0,10$, соответственно), однако за исследуемый период отсутствовало достоверное снижения удельной активности радионуклида как в воде, так и в тканях высших водных растений

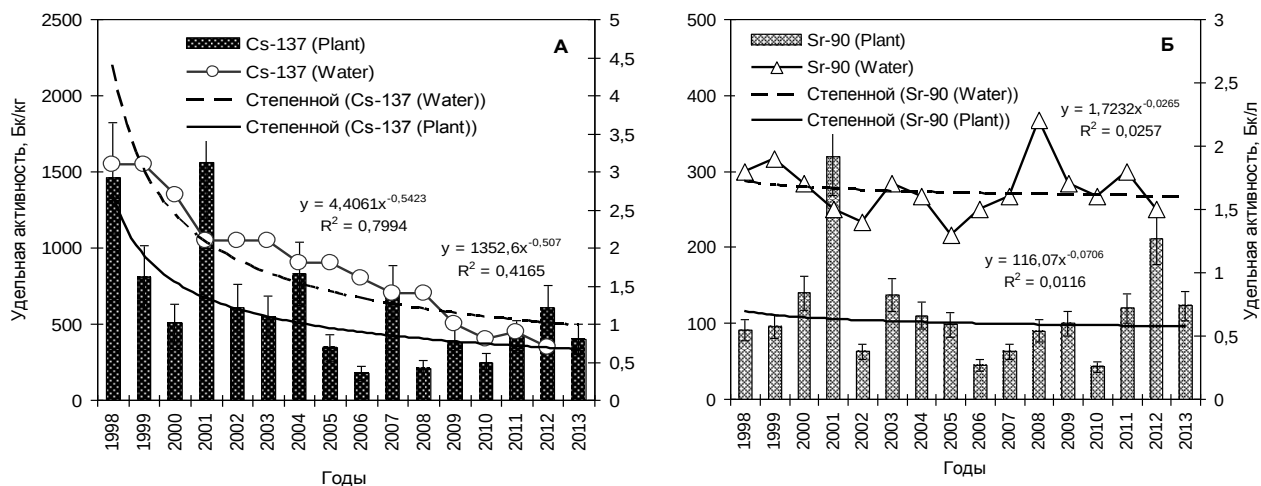


Рис. 1. Динамика удельной активности ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) у роголистника погруженного в «старой холодной» зоне (Бк/кг с.м.) и воде ВО ЧАЭС на протяжении 1998–2013 гг.

Усредненные данные о современных уровнях содержания радионуклидов у двусторчатых моллюсков ВО приведено в табл. 2. Определенное внимание привлекает к себе высокая удельная активность радионуклидов в пустых створках отмершей дрейссены, которые в значительных количествах накопились в донных отложениях ВО.

Средняя удельная активность ^{90}Sr для различных видов рыб была в пределах 43–171 Бк/кг (табл. 3). Наибольшие величины отмечены у красноперки, голавля и жереха. Средние значения содержания ^{137}Cs у рыб ВО зарегистрированы в диапазоне 922–10880 Бк/кг. Наибольшая удельная активность ^{137}Cs была присуща хищным видам, в 5 раз превышая аналогичные средние показатели для «мирных». Рыбы ВО ЧАЭС традиционно демонстрируют выраженный эффект трофических

уровней с наиболее интенсивной концентрацией ^{137}Cs хищными видами. Минимальные активности ^{137}Cs у «мирных» видов отмечены для красноперки и леща.

Табл. 2. Удельная активность радионуклидов у моллюсков ВО в 2012–2013 гг., Бк/кг с.м.

Вид	^{90}Sr			^{137}Cs		
	min	max	среднее	min	max	среднее
Дрейссена (целиком)*	564	1371	880	81	945	579
Дрейссена (створки)**	1683	2415	2068	485	1584	856
Перловица	640	2818	1330	166	260	231
Беззубка	559	598	581	123	524	323

Примечание. * – в пробах присутствовали два вида дрейссен – *D. bugensis* *D. polymorpha*; ** – створки отмерших моллюсков, находящиеся в донных отложениях ВО.

Табл. 3. Удельная активность радионуклидов у рыб ВО в 2012–2013 гг., Бк/кг с.м.

Вид	^{90}Sr			^{137}Cs		
	min	max	среднее	min	max	среднее
Плотва	41	102	70	887	2323	1244
Красноперка	118	224	171	608	1009	925
Лещ	64	125	95	645	1137	1044
Густера	47	112	84	790	1374	1176
Голавль	78	143	125	1438	2018	1855
Окунь	69	118	105	10587	11064	10880
Сом европейский*	–	–	43	–	–	1740
Жерех	61	159	115	5143	6312	5647

Примечание. * – 1 экземпляр массой 12,7 кг.

В 2012–2013 гг. содержание ^{137}Cs во всех выловленных особях рыб ВО продолжало значительно превышать санитарно-гигиенические допустимые уровни, согласно принятым в Украине нормативам для рыбной продукции [2] – в среднем в 20 раз, максимально зарегистрированное значение – в 74 раза. Содержание ^{90}Sr также во всех случаях превышало допустимые уровни – в среднем в 3 раза, с максимальным показателем – более чем в 6 раз.

Табл. 4. Разовые запасы радионуклидов в компонентах биоценоза ВО ЧАЭС в 2012–2013 гг.

Сообщество/Компонент	^{90}Sr		^{137}Cs	
	ГБк	%	ГБк	%
<i>Макрофиты:</i>				
Воздушно-водные растения	0,619	1,36	3,430	10,22
Погруженные растения	0,113	0,24	0,865	2,58
Нитчатые водоросли	0,008	0,02	0,212	0,63
Всего	0,740	1,62	4,507	13,43
Фитоперифитон	0,021	0,05	0,152	0,45
Фитопланктон	0,011–0,025*	0,04	0,606–1,375*	2,95
Зоопланктон	0,018–0,199*	0,24	0,224–2,420*	3,94
Зообентос	14,890	32,50	9,797	29,19
Зооперифитон	3,246	7,08	2,349	7,00
Рыбы	0,050–0,172	0,24	1,544–5,262	10,14
Створки дрейссены**	26,677	58,23	11,042	32,90
Всего	45,653–45,970	100	30,221–36,904	100

Примечание. * – запасы радионуклидов для фито- и зоопланктона рассчитаны при помощи коэффициентов накопления базы данных ERICA Assessment Tool 1.0 (Version November 2012);

** – створки отмерших моллюсков, находящиеся в донных отложениях ВО.

Распределение ^{90}Sr по основным компонентам биоценоза ВО ЧАЭС показал, что преимущественное количество радионуклида находится в представителях зообентоса и зооперифитона (до 98%), а именно в створках живых моллюсков дрейссены, а также в виде пустых раковин отмерших моллюсков, значительная масса которых сосредоточена в донных отложениях и служит субстратом для поселений зообентоса (табл. 4). Около 1,6% ^{90}Sr находится в макрофитной растительности и менее одного процента распределяется между сообществами зоо- и фитопланктона, фитоперифитона и рыбами ВО.

Распределению ^{137}Cs присущ более равномерный характер, хотя основное его количество, как и в случае со ^{90}Sr , сосредоточено в представителях зообентоса и зооперифитона – около 70%. Однако при этом выросла часть в распределении радионуклида во всех других сообществах гидробионтов ВО: до 13,4% – макрофитов; до 0,5 и 3,0%, соответственно, фитоперифитона и фитопланктона; до 3,9% – зоопланктона и до 10,1% увеличилась доля рыбного населения в накоплении ^{137}Cs .

Таким образом, ВО ЧАЭС является одним из наиболее загрязненных радионуклидами водоемов Чернобыльской зоны отчуждения, а также высокопродуктивной экологической системой, в которой сосредоточены значительные запасы высших водных растений, фито- и зоопланктона, фито- и зооперифитона, зообентоса, а также рыб. Поскольку гидробионты являются высокоэффективными концентраторами радионуклидов, то в настоящее время в биоте ВО содержатся значительные количества радиоактивных веществ, вовлеченных в биогеохимические циклы. Несмотря на относительно небольшую величину биомассы водных организмов, по сравнению с водной компонентой и донными отложениями, роль гидробионтов в биогеохимическом круговороте радионуклидов в экосистеме ВО может быть определяющей. На сегодняшний день разовый запас радионуклидов в гидробионтах ВО составляет около 46 ГБк ^{90}Sr и 37 ГБк ^{137}Cs .

После аварии на ЧАЭС наиболее быстрое снижение удельной активности радионуклидов в биоте ВО происходило до 1988 г., а к началу 1990-х динамические показатели содержания основных дозообразующих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs вышли на сравнительно стабильный уровень. В последние 10–15 лет происходит продолжающееся постепенное снижение удельной активности ^{137}Cs на фоне относительной стагнации этого показателя для ^{90}Sr как в воде, так и в основных сообществах гидробионтов ВО.

Катионный состав воды ВО характеризуется наиболее высоким отношением $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ к $\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}$ среди непроточных и слабопроточных водоемов Чернобыльской зоны отчуждения, что определяет преимущественное накопление водными организмами ^{137}Cs как химического аналога калия. В связи с этим, вклад ^{90}Sr в общее содержание радионуклидов в тканях гидробионтов здесь минимальный, что позиционирует ^{137}Cs в экосистеме ВО в качестве главного дозообразующего радионуклида.

ВО ЧАЭС является уникальным радиоэкологическим и радиобиологическим полигоном, который может рассматриваться в качестве модельного водоема как для анализа и прогноза экстремальных последствий радиоактивного загрязнения водных экосистем, так и для оценки влияния изменений гидрологического, гидрохимического и гидробиологического режима на биогенную трансформацию физико-химических форм радионуклидов при выведении его из эксплуатации. Особое внимание при этом должно быть уделено выявлению основных тенденций накопления радионуклидов, динамике формирования дозовых нагрузок и эффектам хронического радиационного воздействия у водных организмов.

Литература

- [1] Вовк П.С., Простантинов В.Е. Состояние экосистемы пруда-охладителя ЧАЭС в условиях радиоактивного загрязнения. – Чернобыль, 1997. – 44 с.
- [2] Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97). – Київ, 1997. – 38 с.
- [3] Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. – М.: Т-во науч. изд. КМК, 2004. – 215 с.

РИЗИКИ РАКУ В ГРУПАХ НАСЕЛЕННЯ УКРАЇНИ, ПОСТРАЖДАЛОГО ВНАСЛІДОК ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ, ЧВЕРТЬ СТОЛІТТЯ ПО ТОМУ

¹А.Є.Присяжнюк, ¹Д.А.Базика, ¹А.Ю.Романенко, ¹Н.А.Гудзенко, ¹М.М.Фузік, ¹Н.К.Троцюк, ²З.П.Федоренко, ²Л.О.Гулак, ¹К.М.Слипенюк, ¹Н.Г.Бабкіна, ¹О.М.Хухрянська, ²Е.Л.Горох.

¹ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМНУ»

²Національний інститут раку МОЗ України

Хроніка важливих світових подій свідчить про те, що розвиток ядерної енергетики, всупереч розробці системи засобів попередження позаштатних ситуацій, збільшує ризик виникнення великомасштабних радіаційних аварій. Через 25 років після Чорнобильської аварії події на атомній станції у Фукусімі (Японія) 11 березня 2011 року поповнили перелік цих трагічних подій. Обидві аварії за шкалою МАГАТЕ віднесено до сьомого рівня небезпеки. Це вказує на актуальність дослідження проблем, пов'язаних з вивченням віддалених медичних наслідків таких аварій з метою оцінки стану здоров'я опроміненого населення та виявлення можливих стохастичних радіаційних ризиків. Виникнення надлишкових, порівняно із спонтанним рівнем, випадків злоякісних новоутворень є найбільш трагічним та суттєвим наслідком експозиції до іонізуючої радіації. Засадничими джерелами оцінки ризику виникнення злоякісних новоутворень внаслідок дії радіаційного опромінення є дослідження жертв атомного бомбардування в Японії, учасників ядерних випробувань, а також пацієнтів, експонованих до радіаційного фактора у процесі медичних діагностичних і терапевтичних процедур. Радіаційна експозиція внаслідок аварії на ЧАЕС не може бути цілком порівняна із переліченими видами опромінення в зв'язку із значно меншими дозами та більш тривалим періодом дії. В усіх опромінених когортах ефект опромінення є відстроченим і може проявлятися через декілька десятиліть після експозиції.

Метою даного дослідження було визначити рівень та динамічні тенденції захворюваності на злоякісні новоутворення в групах населення, яке постраждало внаслідок аварії на ЧАЕС, упродовж довготривалого періоду спостереження.

Матеріали та методи. Дослідження проведено серед трьох категорій постраждалих – мешканців найбільш радіоактивно забруднених територій (РЗТ), учасників ліквідації аварії (УЛНА) на ЧАЕС 1986-1987 рр. участі та евакуйованих із зони відчуження. Для вивчення рівня та динаміки захворюваності на злоякісні новоутворення (ЗН) мешканців найбільш забруднених радіонуклідами територій вже у 1987 році було започатковано персоніфіковану базу даних, у якій накопичуються інформація ретроспективного з 1980 р. та результатів поточного пошуку усіх хворих на ЗН, які проживали у Народицькому, Лугинському, Овруцькому районах Житомирської області, Бородянському, Іванківському, Поліському районах Київської області. Крім того, зібрано інформацію про усі випадки злоякісних пухлин у колишньому Чорнобильському районі за 1981 – 1985 рр., і ці дані включені у загальну базу даних.

Процедура збору інформації полягала в отриманні всіх медичних документів, включаючи екстрене повідомлення про хворого з уперше в житті встановленим діагнозом раку або іншого злоякісного новоутворення та свідоцтв про смерть від медичних закладів, де встановлювались відповідні діагнози та проводилось лікування онкологічних хворих. Усі документи зіставлялись шляхом їх алфавітизації для видалення дублікатів, після чого була створена остаточна база даних. Із 1989 р., з моменту створення Національного канцер-реєстру України (НКРУ) проводиться взаємний обмін інформацією із цією установою про випадки раку на найбільш забруднених радіонуклідами територіях. З 1980 по 2011 рр. на зазначених територіях було зареєстровано 24006 хворих із вперше в житті встановленим діагнозом злоякісної пухлини.

Чисельність населення у перелічених районах на момент аварії на ЧАЕС по даним Держкомстату становила 360,7 тис., включаючи 74,4 тис. дітей у віці 0 – 14 років. У 2011 р. населення шести районів без колишнього Чорнобильського району становить 180,8 тис осіб, включаючи 27,4 тис. дітей.

Для вивчення захворюваності на ЗН УЛНА 1986 – 1987 рр. та евакуйованих використані дані Державного реєстру України постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи (ДРУ). Проаналізовано персоніфіковані дані про УЛНА 1986 – 1987 рр., які проживають у Дніпропетровській, Донецькій, Київській, Луганській, Харківській областях та в м. Києві із загальною кількістю у 2011 р. 96,8 тис. чоловік та евакуйованих із зони відчуження і розселених по

всій території України (48,2 тис. осіб). Отримані дані про випадки ЗН були співставленні із даними НКРУ, що дало змогу вилучити усі випадки, які не мали достатньо верифікованого діагнозу, та дублікати. За період 1994 – 2011 рр. зареєстровано 10029 нових випадків в УЛНА, а у евакуйованих за 1990 – 2011 рр. – 3360 ЗН. Аналіз всіх отриманих даних проводився після розрахунку вікових, інтенсивних та стандартизованих показників захворюваності як за кожний рік, так і за агрегованими часовими періодами. Стандартизацію було проведено прямим методом на основі показників світового стандарту населення. Для аналізу рівня захворюваності УЛНА та евакуйованих використано непрямий метод стандартизації. Розраховано стандартизовані співвідношення захворюваності (SIR,%), при цьому за стандарт було прийнято вікові показники захворюваності населення України.

Результати. Для коректної оцінки та інтерпретації даних необхідно проаналізувати загальну демографічну ситуацію в Україні і порівняти із країнами Західної Європи по показникам середньої очікуваної тривалості життя при народженні окремо чоловічого та жіночого населення [1,2]. У країнах Західної Європи впродовж 1991-2011рр. відмічено неухильне зростання показника середньої тривалості життя у чоловіків з 73,2 до 78,7 років, у жінок – з 79,9 до 84,0 років. В протилежність цьому в Україні впродовж 1991-2006рр. відмічено зменшення цього показника у чоловіків з 64,2 до 62,4 років, а у жінок - з 74,2 до 74,1 років. У 2009-2010рр. відмічена деяка стабілізація показників, а у 2011 році показники зросли: у чоловіків до 66,0, а у жінок до 75,9 років. Привертає до себе увагу незадовільна демографічна ситуація у найбільш забруднених радіонуклідами областях України.

Виявлені демографічні процеси позначаються на показниках здоров'я населення, наприклад, на показниках захворюваності на злоякісні новоутворення. У жителів України (особливо чоловіків) у зв'язку із відносно коротким періодом середньої тривалості життя логічно очікувати меншої у порівнянні із попередніми роками кількості випадків раку.

Динаміку захворюваності на злоякісні новоутворення мешканців найбільш РЗТ було порівняно з показниками усієї української популяції та мешканців Житомирської та Київської областей, складовою частиною яких є досліджувані райони. Динамічні моделі захворюваності, характерні для великих територій, повторюються на найбільш РЗТ (Рис.1). При цьому слід зазначити, що їх показники є нижчими у порівнянні з показниками України і, особливо, Київської області та близькими до рівня захворюваності населення Житомирської області. Слід також відмітити, що по темпам зростання у 1980 – 1992 рр. ($b=4,77\pm0,32$), так і зменшення у 1993 – 2011 рр. ($b= -1,29\pm0,41$) показники РЗТ знаходяться на першому місці.

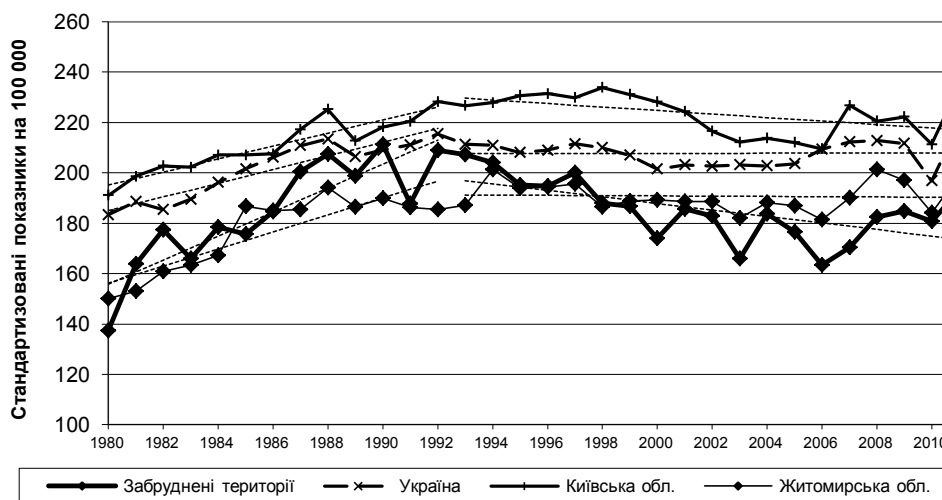


Рис.1 – Захворюваність на всі форми злоякісних новоутворень (МКХ-10 C00-C96) населення України, Київської, Житомирської областей та найбільш РЗТ упродовж 1980-2011 рр.

Коефіцієнти регресії (b):

Україна: 1980-1992 рр. $2,72 \pm 0,32$; 1993-2011 рр. $-0,01 \pm 0,23$

Київська обл.: 1980-1992 рр. $2,59 \pm 0,31$; 1993-2011 рр. $-0,69 \pm 0,28$

Житомирська обл.: 1980-1992 рр. $3,38 \pm 0,58$; 1993-2011 рр. $-0,05 \pm 0,26$

Забруднені території: 1980-1992 рр. $4,77 \pm 0,82$; 1993-2011 рр. $-1,29 \pm 0,41$

Слід відзначити, що у 2006 р. відмічено найнижчий рівень захворюваності, а впродовж 2007-2011 рр. у шести досліджуваних районах мала місце загальна тенденція до зростання захворюваності із певними коливання показників. Виявлена тенденція кореспондує із зростанням у останні роки

середньої очікуваної тривалості життя в Україні та найбільш забруднених радіонуклідами областях.

Аналіз показників захворюваності на злоякісні новоутворення у різних групах постраждалих (табл. 1) свідчить про більш низький рівень захворюваності у евакуйованих та мешканців забруднених територій порівняно з національним рівнем. Разом з тим, у групі УЛНА 1986-1987 рр. спостерігалось достовірне перевищення показників захворюваності населення України: SIR=107,7% (95% довірчий інтервал ДІ 105,6-106,6%).

Таблиця 1 – Захворюваність на злоякісні новоутворення груп населення, яке постраждало внаслідок аварії на ЧАЕС (стандартизовані співвідношення захворюваності – SIR(%) з 95% довірчим інтервалом -ДІ)

Група постраждалих	Всі злоякісні новоутворення (обидві статі) (МКХ10 C00-C96)	Рак щитовидної залози (обидві статі) (МКХ10 C73)	Рак молочної залози (жінки) (МКХ10 C50)
Мешканці найбільш РЗТ	70,0 (95% ДІ 78,8 - 81,3)	131,9 (95%ДІ 118,3 – 145,4)	63,1 (95% ДІ 59,5 – 66,7)
УЛНА 1986-1987 рр.	107,7 (95% ДІ 105,6 - 109,9)	477,4 (95% ДІ 427,4 – 527,5)	163,2 (95% ДІ 144,8 – 181,5)
Евакуйовані	84,7 (95% ДІ 81,8 - 87,5)	411,1 (95% ДІ 361,7 – 460,5)	76,2 (95%ДІ 67,8 – 84,7)

Безсумнівний інтерес викликає вивчення частоти окремих форм злоякісних пухлин, у генезі яких радіаційний фактор може відігравати суттєву роль. Радіаційне походження драматичного зростання захворюваності на рак щитовидної залози (РЩЗ) на даний час не викликає сумнівів. У населення найбільш РЗТ частота цієї патології у 1991-2000 рр. суттєво збільшилась порівняно з доаварійним рівнем. У подальшому спостерігалось коливання цього показника у 2001-2011 рр. у порівнянні із попереднім періодом (приблизно на 35%), що пов'язано з цілим комплексом факторів таких, наприклад, як міграція з цих територій груп населення, які мають найвищий ризик розвитку цієї патології (молоді родини з дітьми), збільшення серед мешканців РЗТ питомої ваги осіб, які народились після аварії і тому не зазнали опромінення за рахунок радіоактивного йоду. У 2011 р. їхня частка досягла 28,6%.

Порівняльний аналіз захворюваності на РЩЗ основних груп постраждалого населення (табл. 1) свідчить про найбільш значуще перевищення національного рівня у групі УЛНА 1986-1987 рр. – у 4,8 разів, у евакуйованих – у 4,1 рази, мешканців найбільш РЗТ – в 1,3 рази.

Надлишкові випадки РЩЗ відмічено не тільки у перелічених трьох групах постраждалого населення. Про це свідчить виконане нами екологічне дослідження [3], в якому у динаміці порівнювався рівень захворюваності в шести областях півночі України, які межують із ЧАЕС, та з відносно високими середніми для усіх вікових груп територіальними дозами опромінення ЩЗ (>35 мГр), з аналогічними показниками для решти території України, де середньо обласні дози були нижчими (<35мГр). Показано достовірне перевищення частоти цієї патології у досліджуваного населення шести північних областей не тільки у дитячих та підліткових (на момент аварії) групах, але й у дорослих (до 49 років), насамперед у жінок. Разом з тим у більш старшому віці цій експес проявлявся не так стрімко і після більш тривалого латентного періоду розвитку у порівнянні із молодшими віковими групами.

Молочна залоза відноситься до тих органів жіночого організму, які характеризуються підвищеною чутливістю до радіаційного канцерогенезу. У мешканок найбільш РЗТ захворюваність на рак молочної залози характеризувалась помірним зростанням у післяаварійному періоді у порівнянні з 1980-1985 рр. Її рівень та темпи зростання були нижчими у порівнянні з аналогічними показниками в Україні в цілому, та областях, до яких належать забруднені території. Слід зважати на ту обставину, що до аварії на ЧАЕС ця територія характеризувалась одним з найнижчих в Україні рівнем захворюваності на рак молочної залози.

Що стосується порівняльної оцінки захворюваності на рак жіночої молочної залози у групах постраждалих (табл. 1.), то достовірний експес визначено тільки в УЛНА 1986 – 1987 рр. – 164,3% (95% ДІ 145,3 – 183,4). Ні у мешканок найбільш забруднених радіонуклідами територій, ані в евакуйованих жінок такого експесу не виявлено. Зважаючи на ту обставину, що в етіології цієї патології велику роль відіграють дуже багато факторів нерадіаційної природи, доцільно проведення поглиблених аналітичних досліджень із використанням найбільш адекватних методів зразка «випадок-контроль».

Окрім наведених результатів, доцільно привести дані дослідження ризику лейкемії в групах УЛНА, які серед постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи отримали найбільш високі дози опромінення (табл. 2). В рамках виконаного Українсько-Американського проекту з досліджень лейкемії та споріднених захворювань у репрезентативній когорті УЛНА (110 тис. осіб чоловічої статі) за період 1986-2000 рр. був виявлений дозо-залежний надлишковий ризик лейкемії, який склав 3,44 на 1 Гр зовнішнього опромінення червоного кісткового мозку (95% ДІ 0,47 – 9,78; $P < 0,01$). При продовженні періоду спостереження до 2006 р. було відзначено зниження величини надлишкового ризику виникнення лейкемії у перерахунку на 1 Гр, який дорівнював 1,26 (95% ДІ 0,03 – 3,58; $P = 0,04$) за 1986-2006рр. [4,5]. Ці результати близькі до отриманих у когорті російських ліквідаторів (період спостереження 1986-1997 рр.) [6], а також мешканців Хіросіми і Нагасакі, які зазнали опромінення внаслідок атомного бомбардування (період спостереження 1950-2001 рр.) [7].

Слід звернути увагу на надзвичайно важливі результати дослідження стосовно ризику у досліджуваній когорті українських ліквідаторів хронічної лімфоцитарної лейкемії, значення надлишкового ризику якої на 1 Гр становило 2,58 (95% ДІ 0,02 – 8,43; $P < 0,05$) [5]. В цей аналіз не було включені 14 випадків з атиповими значеннями доза-відповідь. Таким чином, отримано докази існування суттєвої ролі іонізуючого опромінення в індукції цієї форми лейкемії, яка раніше більшістю епідеміологічних досліджень не розцінювалась як радіаційно асоційоване захворювання.

Таблиця 2 – Надлишковий відносний ризик (ERR/Зв) лейкемії в УЛНА України, Росії, а також у когорті Life Span Study (Японія).

Когорта	Період, роки	Надлишковий відносний ризик (ERR на 1 Зв)	95% довірчий інтервал	Ступінь вірогідності
УЛНА на ЧАЕС, Україна 1987-2000 рр. (А.Ye.Romanenko, [4]) 1987-2006 рр. (L. Zablotska [5])	1986-2000	3,44	0,47 - 9,78	0,01
	1986-2006	1,26	0,03 – 3,58	0,04
УЛНА на ЧАЕС, Росія 1986 - 1997 рр. (V.Ivanov, [6],)	1986-1997	4,,98*	0,59 – 14,47*	0,04*
	1998-2007	-1,64	(-2,55) – (-0,57)	
Когорта Life Span Study, Японія (W.L.Hsu [7]) усі вікові групи віком 40+ років	1950-2001	4,84	3,59 – 6.44	0,01
	1950-2001	4,0	2,1 – 6,9	0,01

* за винятком випадків хронічної лімфоцитарної лейкемії

Висновки. Вивчення захворюваності на злоякісні новоутворення основних груп населення, що зазнало впливу факторів Чорнобильської аварії (мешканців найбільш забруднених радіонуклідами територій, УЛНА 1986-1987 рр., евакуйованих з зони відчуження), виявило особливості рівня та трендових моделей частоти цієї патології. Зниження рівня захворюваності в останні роки, вірогідно, пов'язано зі скороченням середньої тривалості життя української популяції (особливо чоловіків). Показники захворюваності на усі форми раку перевищують національний рівень тільки в групі УЛНА 1986-1987 рр. У трьох основних групах постраждалих виявлено суттєве зростання захворюваності на рак щитовидної залози, яке зумовлено опроміненням цього органа за рахунок опадів радіоактивного йоду. Зростання частоти цієї патології зафіксовано не тільки у дітей, але також у підлітків та дорослих. Ефект експозиції у вигляді виникнення надлишкових випадків раку щитовидної залози має тенденцію до зростання з плином часу. Спостерігається суттєвий ріст захворюваності на рак молочної залози у жінок – учасниць ЛНА 1986-1987 рр. Необхідно продовження досліджень для встановлення впливу можливого скринінг-ефекту та поліпшення якості реєстрації випадків захворювання. Встановлено достовірно існуючий ризик лейкемії в групі УЛНА, який з плином часу має тенденцію до зниження. Результати дослідження когорти українських ліквідаторів свідчать про існування суттєвої ролі іонізуючого випромінювання в індукції лімфоцитарної лейкемії.

Невелика кількість окремих форм раку, а також «заважаючи» (confounding) ефекти, міграція свідчать про необхідність підвищення потужності дослідження через проведення подібних досліджень не тільки на забруднених територіях, але й за їх межами, у місцях компактного проживання мігрантів. Рішення цих питань може бути досягнуто за допомогою використання бази

даних Державного реєстру України, а також лінкіджу між цим реєстром та Національним і регіональними (обласними) канцер-реєстрами. Використання цієї інформації для оцінки ризику вимагає також отримання даних про дози опромінення, які необхідні для такого аналізу.

Оскільки латентний період різних радіаційно зумовлених пухлин значно відрізняється, у перспективі необхідно приділяти особливу увагу не тільки захворюванням на рак щитовидної, молочної залози, лейкомії, але й злоякісним пухлинам легенів, шлунку, кишкового міхура, нирок, множинній мієломі.

Особливу увагу слід приділити населенню, що зазнали радіаційного впливу на початку життя – in uterus, у дитячому (0-9 років), підлітковому (10-14 років) віці.

Для отримання обґрунтованих кількісних оцінок величин надлишку онкологічних захворювань у зв'язку з отриманою дозою опромінення необхідно ширше використовувати епідеміологічні аналітичні методи.

Посилання

1. Державна служба статистики України [Електронний ресурс] Режим доступу: http://www.ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2007/ds/nas_rik/nas_u/nas_rik_u.html
2. Сайт ВОЗ [Електронний ресурс] Режим доступу: <http://www.who.int/healthinfo/statistics/apps.who.int/gho/data/?vid=710#>.
3. Fuzik M. Thyroid Cancer incidence in Ukraine: trends with reference to the Chernobyl accident [Text] / M. Fuzik, A. Prysyzhnyuk, Y. Shibata, A. Romanenko, Z. Fedorenko, L. Gulak, Y. Goroh, N. Gudzenko, N. Trotsyuk, O. Khukhrianska, V. Saenko, S. Yamashita // Radiation Epidemiology Byophysics. – 2011. – Vol. 50 (1). – P. 47–55.
4. The Ukrainian-American study of leukemia and related disorders among Chernobyl cleanup workers from Ukraine: III. Radiation risks / A. Ye. Romanenko, S. Finch, M. Hatch, J. Lubin, V. G. Bebesko, D. A. Bazyka, N. A. Gudzenko, I. S. Dyagil, R. Reiss, A. Bouville, V. V. Chumak, N. K. Trotsiuk, N. G. Babkina, Yu. N. Belyaev, I. Masnyk, E. Ron, G. R. Howe, L. B. Zablotska // Radiation Research. – 2008. – Vol. 170. – P. 711 – 720.
5. Radiation and the Risk of Chronic Lymphocytic and Other Leukemias among Chornobyl Cleanup Workers / L. Zablotska, D. Bazyka, J. Lubin, N. Gudzenko, M. Little, M. Hatch, S. Finch, I. Dyagil, R. Reiss, V. Chumak, A. Bouville, V. Drozdovitch, V. Kryuchkov, I. Golovanov, E. Bakhanova, N. Babkina, T. Lubarets, V. Bebesko, A. Romanenko, K. Mabuchi // Environmental Health Perspectives - 2013. – Vol. 121. – No. 1 – P. 59-65.
6. Ivanov V. Leukemia incidence in the Russian cohort of Chernobyl emergency workers [Text] / V. K. Ivanov, A. F. Tsyb, S. E. Khait, V. V. Kashcheev, S. Yu. Chekin, M. A. Maksimov, K. A. Tumanov // Radiation Epidemiology Byophysics. – 2012. – Vol. 51. – P. 143–149.
7. Hsu, W.-L. The incidence of leukemia, lymphoma and multiple myeloma among bomb survivors: 1950 – 2001 [Text] / W.-L. Hsu, D. L. Preston, M. Soda [et. al] // Radiation Research. – 2013. – Vol. 179. – P. 361 – 382. (35)

УДК 539.165:599.9+598+591:616:

БИОИНДИКАЦИЯ РАННИХ ПРИЗНАКОВ ДЕЙСТВИЯ МАЛЫХ ДОЗ РАДИАЦИИ

ШЕВЧЕНКО Ирина Николаевна

Институт прикладных проблем физики и биофизики НАН Украины, г. Киев. vadiks117@mail.ru

Введение

Поиски чувствительных к малым дозам радиации систем организма привели к идее воздействия на биологически активные точки (БАТ) и их группы — биологически активные локусы (БАЛ) организма, «представляющие» различные органы на поверхности тела (кожи), объединяющие работу координирующих систем (нервной, эндокринной, кроветворной) и осуществляющие связь организма с внешней средой [1]. Методологические возможности возрастают при действии на БАЛ низкоинтенсивного ядерного и электромагнитного излучений (ЯИ, ЭМИ), эффекты становятся регистрируемыми и зачастую неадекватно интенсивными со стороны определенного органа или системы. Такое направленное воздействие может иметь существенное значение для развития и

исхода патологии, в частности лучевой, и может либо предотвратить, либо модифицировать действие многих этиологических факторов заболеваний, в том числе канцерогенных.

Целью настоящей работы было получение морфолого-функциональной характеристики БАТ и жизненно важных органов при воздействиях малых доз радиации ^{40}K на БАТ и БАЛ.

Материалы и методы.

Опыты поставлены на 500 мышах высококорактовой линии А (опухоли легких) и низкорактовой C_{57}Bl . В зависимости от характера воздействия животные (в том числе интактные) были сгруппированы по 5—7 особей: Аппликации ^{40}K с нерадиоактивным наполнителем фиксировали на БАЛ и НЛ (неактивный локус). Воздействовали на правосторонний БАЛ, соответствующий зоне L_2 — L_3 (почки, надпочечники). Это точки T_4 — минь-мэнь («ворота жизни»), V_{51} — хуань-мэнь («ворота жизненных центров»). На указанную зону действовали аппликацией на основе ^{40}K с бета- и гамма-энергиями соответственно 1,33 и 1,46 Мэв и активностью 76 и 152 пКи/см². ^{40}K применяют в качестве эталонного образца при определении бета-радиоактивности биологических объектов.

После аппликации в течение 3—14 сут изучали местную реакцию в зоне воздействия и общую — организма. Поглощенная доза была оценена равной примерно 0,67 мбэр/сут (6,7 мкГр/сут), что почти вдвое превышает уровень естественной, при этом линейные потери в коже составили $L \sim 240$ эВ/мкм. В области БАЛ до аппликации и сразу после снятия источника, а также в БАЛ без воздействия (противоположная сторона) и НЛ измеряли электропотенциал кожи, электрофоретическую подвижность клеток, концентрацию свободных радикалов (СР) методом электронного парамагнитного резонанса (ЭПР). О концентрации ПОЛ в коже судили по накоплению малонового диальдегида (МДА). Измеряли также напряжение кислорода $p\text{O}_2$ и концентрацию калия в коже. Определяли морфологию и пролиферацию клеток по включению меченого предшественника ДНК тимидина - ^3H . Общую реакцию организма оценивали по показателям периферической крови, индексу стабильности легких, ритмограмме сердечных сокращений.

Полученные результаты и их обсуждение.

Ниже приведены показатели местных и общих реакций организма на аппликацию ^{40}K . При поглощенной дозе 20/ мкГр за 3 сут в зоне аппликации появлялись участки кожи с нарушением базальных мембран и полярности расположения эпителиальных клеток. Активность пролиферации клеток возросла в среднем вдвое по сравнению с интактными участками, однако разница статистически не значима ввиду большого разброса показателей ($I_1 \sim 2\%$). Электропотенциал на поверхности кожи, измеренный сразу после снятия аппликатора, снизился по сравнению с исходными величинами: у мышей линии А от $62,8 \pm 3,4$ до $22,4 \pm 3,9$ мВ, у мышей C_{57}Bl от $55,8 \pm 1,3$ до $11,6 \pm 2,2$ мВ.

Электрокинетический заряд клеток в зоне действия на кожу измеряли по их ЭФП с помощью аналитического микроскопа «Пармоквант-2» («Карл-Цейсс», Германия), соблюдая размерность ЭФП = $\text{мкм} \cdot \text{с}^{-1} \cdot \text{В}^{-1} \cdot \text{см}$. Гистограмма ЭФП клеток после аппликации на БАЛ сместилась в сторону более низких значений, в среднем с 1,1 до 0,6 $\text{мкм} \cdot \text{с}^{-1} \cdot \text{В}^{-1} \cdot \text{см}$ у мышей линии А.

Концентрация калия в образцах кожи измеряли на спектрографе PGS-2 с генератором переменного тока при силе тока 10 А (фотопластинки «Микро»). Аналитические линии 404, 414 и 404,720 нм. У мышей линии А концентрация калия снизилась с 0,38 до 0,14 %, у мышей C_{57}Bl — с 0,5 до 0,2 %.

Напряжение кислорода в подкожной клетчатке возросло в среднем на 50 % для мышей обеих линий при кратковременном облучении (3 сут). В дальнейшем оно снизилось до уровня $p\text{O}_2$ в НЛ.

Об интенсивности ПОЛ в коже судили по накоплению малонового диальдегида — вторичного продукта ПОЛ, определяемого по Lowry. Мыши линии А оказались более радиочувствительными к 7-суточной аппликации ^{40}K (47 мкГр): количество МДА увеличилось у них с $(320,0 \pm 34,3)$ нмоль/г (норма) до $(559,5 \pm 43,7)$ нмоль/мг белка, тогда как у мышей C_{57}Bl изменения ПОЛ при действии аппликатора были незначительны.

Общую реакцию организма оценивали после аппликации в течение 7 сут. Наблюдали усиление сердечной деятельности, что отразилось в ритмограмме сердечных сокращений. О функциональном состоянии клеток легких (в основном пневмоцитов 2-го порядка), ответственных за активность сурфактантов (поверхностно активных веществ) судили по индексу стабильности легких, определяемому на весах Вильгельми—Лонгмюра. Основные функции сурфактантов — снижение поверхностного натяжения на разделе фаз и ответственность за транспорт кислорода через аэрогематический барьер. В наших опытах индекс стабильности достоверно увеличился на 7-е сутки у мышей линии А с $0,667 \pm 0,025$ до $0,726 \pm 0,044$ мН/м, линии C_{57}Bl с $0,489 \pm 0,022$ до $0,752 \pm 0,010$ мН/м.

Свободнорадикальная активность БАЛ и жизненно важных органов (сердце, печень, почки) мышей линии С₅₇В1 втрое превышала таковую мышей линии А.

В периферической крови возросла фагоцитарная активность нейтрофилов соответственно у мышей линий А и С₅₇В1 на 66,4 и 42 % и количество больших гранулярных лимфоцитов, относящихся к естественным киллерам, на 35,5 и 65,1%.

С увеличением экспозиции ⁴⁰К до 14 сут (94 мкГр), а также при двустороннем воздействии на БАЛ L₂—L₃ мышей указанных выше линий концентрация калия в зоне аппликации уменьшилась почти вдвое. При изучении ультраструктуры кожи обращает на себя внимание появление во многих клетках деструктивных изменений: сегрегации хроматина в ядрах клеток, деструкции гладкомышечных волокон, накопление пероксисом и липидов в зернистом слое кожи.

Воздействие малых доз радиации на биологически активные точки является одним из механизмов взаимодействия организма и радиации. В БАТ снижено электрокожное сопротивление, повышены электропроводность, потенциал и температура, особенности морфологии состоят в скоплении рыхлой соединительной ткани и вегетативных рецепторов, наличии сосудистых спиралеобразных сеток, окруженных безмиелиновыми волокнами холинэргического типа. Скопление тучных клеток обеспечивает более высокий уровень обменных процессов в БАТ вследствие продуцирования ими биологически активных веществ (серотонин, катехоламины, убихинон и др.), влияющих на капиллярных кровотоков, потенциал клеточных мембран и их проницаемость. Функциональное напряжение тучных клеток приводит к увеличению концентрации биогенных аминов и сужению сосудов – циркуляторной гипоксии, в условиях которой снижается кислородный эффект радиации и уменьшается свободно-радикальная активность радиационного происхождения.

Показана также многофункциональная роль в ЦНС систем серотонина и катехоламина и их нормализующая роль в облученном организме, в частности в поддержании жизненно важного ионного гомеостаза нервных клеток (Na,K-насос) [2].

Предложенная нами впервые модель низкоинтенсивных воздействий радиации на БАТ в области L₂-L₃ кожи экспериментальных животных отличается высокой чувствительностью благодаря участию в формировании комплекса реакций на стрессорные воздействия [3].

Модель может быть рекомендована для изучения генетических различий между животными. Радиационные воздействия стимулируют «ответ» со стороны БАТ, обусловленный функционированием тучных клеток — продуцентов биологически активных веществ, наличием природных ингибиторов и антиоксидантов (токоферола, убихинона, серотонина, катехоламинов и др.), двойных связей в ненасыщенных липидных комплексах. Различия в генетически предопределенном комплексе «защиты» в БАТ выражаются в неоднозначных реакциях на облучение мышей разных линий.

Выводы.

Модель биоиндикации действия малых доз радиации на биологически активные точки и локусы организма может быть рекомендована в экспериментальной радиобиологии.

При действии аппликаций ⁴⁰К на БАЛ зоны L₂-L₃ в дозе ~ 20 мкГр/ 3 сут наблюдали снижение электропотенциала, электрокинетического заряда клеток и содержания в них калия, возрастание пролиферативной активности клеток.

7-суточная ⁴⁰К –аппликация (~ 50 мкГр) сопровождалась возрастанием свободно-радикальной активности в зоне воздействия и жизненно важных органах, повышением индекса стабильности легких, иммунологическими сдвигами (по данным периферической крови), возбуждением сердечной деятельности.

При воздействиях ⁴⁰К на НЛ интенсивность описанных местных и общих реакций организма не выходила за пределы погрешности измерений.

Радиочувствительность и генетические различия экспериментальных животных разных линий могут быть определены при радиоизотопных аппликациях или электромагнитном облучении биологически активных локусов.

Литература.

1. Голубева Н.Г., Курик М.В. Основы биоэнергоинформационной медицины. - Киев. -«АДЕФ-Укр.».- 2007.- 192 с.
2. Дворецкий А.И., Ананьева Т.В., Куликова И.А. и др. – Нейротрансмиттерная модуляция ионного гомеостаза в клетках головного мозга при радиационных воздействиях.- Киев.- 2002.- 154 с.
3. Шевченко И.Н. Радиоактивность и канцерогенез. Ритм радиации в прошлом и настоящем. Изд-во «Lambert Academic Publishing».- Германия.- 2012.- 128 с.

МЕТОДОЛОГИЯ МОНИТОРИНГА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ АЭС ПРИ ШТАТНОМ РЕЖИМЕ РАБОТЫ И КОММУНАЛЬНОЙ АВАРИИ

С.В. Барбашев

Одесский национальный политехнический университет

Приведено описание и опыт внедрения на АЭС, в т.ч. на Чернобыльской АЭС (до и после аварии), разработанных на кафедре АЭС Одесского национального политехнического института методологии и методов ведения радиоэкологического мониторинга территорий расположения АЭС, как необходимой составляющей системы безопасности АЭС и работ по аварийному реагированию.

Основной урок аварии на Чернобыльской АЭС и на АЭС “Фукусима” состоит в том, что аварийная готовность и аварийное реагирование должны быть предметом не формальной, а постоянной практической работы на объектах потенциальной опасности и прилегающих территориях.

Этим вопросам в настоящее время уделяется пристальное внимание во всех странах мира, которые владеют мирными ядерными технологиями. На международном и национальном уровнях идет интенсивная разработка новых нормативно-правовых документов, методологических подходов и методических приемов к организации и выполнению работ по аварийному реагированию, определению контрмер и методов и способов их применения для персонала и населения в условиях радиационной аварии и в послеаварийный период.

Нормы МАГАТЭ по безопасности указывают, что «сфера охвата и масштабы мер по обеспечению аварийной готовности и реагирования должны отражать вероятность и возможные последствия ядерной или радиационной ситуации, особенности радиационных рисков, особенности и местоположение установок, характер и место осуществления деятельности».

Такие меры, в частности, включают выработку критериев проведения различных защитных мероприятий на основе результатов, полученных при подробных исследованиях территории расположения ядерного объекта.

На кафедре АЭС Одесского политехнического института такие работы начали проводиться еще в 1984 году, где под руководством известного ученого в области радиобиологии и радиоэкологии профессора Пристера Б.С. (сейчас он является академиком Украинской академии аграрных наук) были:

- Разработаны научно-методологические основы радиационного контроля окружающей среды в районах расположения АЭС, которые базируются на экосистемном подходе, в настоящее время в полном объеме не учитывающимся на практике, что позволило учесть особенности окружающей среды и повысить правильность оценки радиационной обстановки. Предложено это делать путем включения в состав систем, контролирующих уровень радиационной безопасности АЭС, системы радиоэкологического мониторинга.

- Получила развитие методология (принципы, концепция, задачи) ведения радиоэкологического мониторинга в районах расположения АЭС, в т.ч. в аварийных ситуациях.

Принципы мониторинга заключаются в обеспечении комплексности (все элементы окружающей среды и все виды загрязнителей, вне зависимости от источника), системном единстве «АЭС + другие виды человеческой деятельности + природная среда + человек», наличии обратной связи между технологическим процессом на АЭС, состоянием окружающей среды и здоровьем человека. Это обеспечивает соблюдение эколого-гигиенического принципа защиты от радиационных и других факторов воздействия и дает возможность управлять состоянием окружающей среды.

В основу концепции мониторинга положено утверждение о том, что по своей сути он должен быть радиационным, но экологическим по методологии, т.е. должен учитывать экологические особенности окружающей среды, ее миграционные характеристики, физико-химические свойства загрязнителей разной природы и другие факторы, которые влияют на формирование радиационной обстановки на местности.

В отличие от классической, предлагаемая схема мониторинга включает в его состав функцию управления, что переводит мониторинг из разряда информационных систем в информационно-управленческие (Табл. 1).

При проведении радиоэкологического мониторинга окружающей среды в районах расположения АЭС решаются следующие задачи:

1. Наблюдение за факторами воздействия и состоянием окружающей среды: оценка существующего уровня загрязнения элементов окружающей среды, определение критических факторов и путей воздействия, критических элементов окружающей среды;
2. Моделирование поведения критических загрязнителей, особенно радионуклидов (РН), в окружающей среде и пищевых цепочках, определение критических звеньев в пищевых цепочках с целью прогнозирования уровня загрязнения окружающей среды и дозовых нагрузок на население и определения критических групп населения;
3. Управление окружающей средой в районах расположения АЭС.

Для применения в системах радиационного контроля окружающей среды разработан метод специального структурирования территории района расположения АЭС, в основе которого лежит ландшафтно-геохимическое районирование, учитывающее рельеф, почвенные, растительные и другие особенности местности. (Рис. 1).

Впервые разработан метод формирования сети пунктов наблюдения (контроля) за радиационной обстановкой в районах расположения АЭС, основанный на результатах ландшафтно-геохимического районирования, который обеспечивает высокую представительность получаемой в результате исследований информации, равную точность измерений по всей территории и максимальную вероятность обнаружения факела выброса при любых метеоусловиях.

В случае коммунальной радиационной аварии предлагаемая методология мониторинга окружающей среды в районе расположения АЭС также должна основываться на эколого-гигиенических принципах и учитывать закономерности комплексного загрязнения окружающей среды, обнаруженные при ведении штатного мониторинга.

При этом оценку уровня загрязнения окружающей среды и дозовых нагрузок на население предлагается проводить для критических РН, критических элементов окружающей среды, критических групп населения. Прогнозирование уровня загрязнения окружающей среды помимо математического моделирования можно выполнять по данным химического и (или) радиационного загрязнения, полученным в доаварийный период.

Управление окружающей средой в случае аварии трансформируется в реализацию контрмер, направленных на минимизацию уровней загрязнения окружающей среды, доз на население и численности лиц из населения, оказавшихся в сфере воздействия аварийного облучения.

Предложенные методология и методики ведения радиоэкологического мониторинга наземных экосистем были апробированы и внедрены на Запорожской, Хмельницкой, Балаковской и Чернобыльской АЭС, причем в районе расположения Чернобыльской АЭС - до и после аварии. Получен ряд важных с точки зрения радиационной безопасности результатов, которые не могли дать применяемые в то время на АЭС Украины и России системы радиационного контроля окружающей среды.

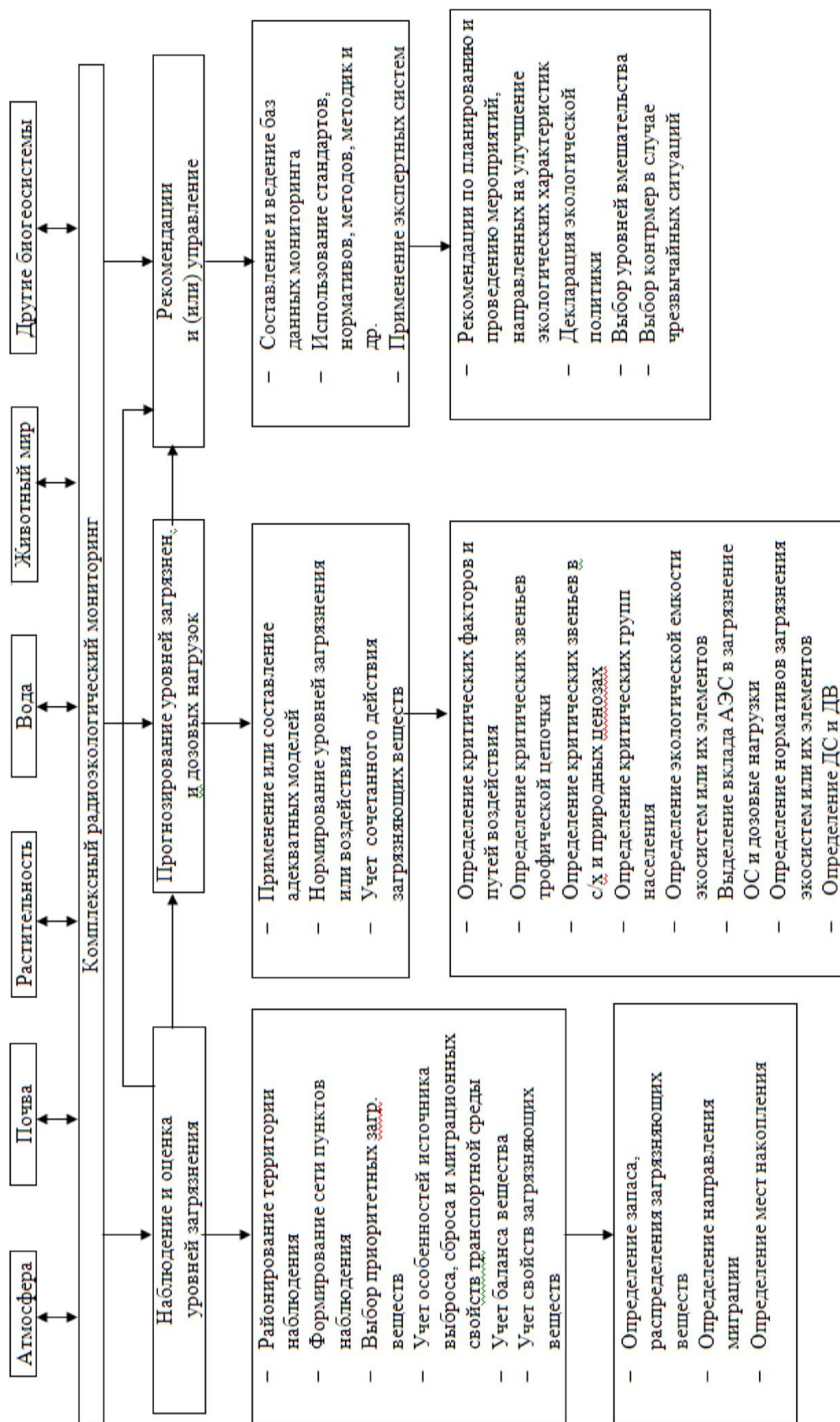
Например, мониторинг территории расположения Запорожской АЭС позволил обнаружить накопление радионуклидов в элементах ландшафтов, играющих роль геохимических барьеров, а также указал на необходимость контроля и учета стоковых процессов, которые в некоторых частях зоны наблюдения станции могут играть существенную роль в формировании радиационной обстановки, особенно при аварии на АЭС.

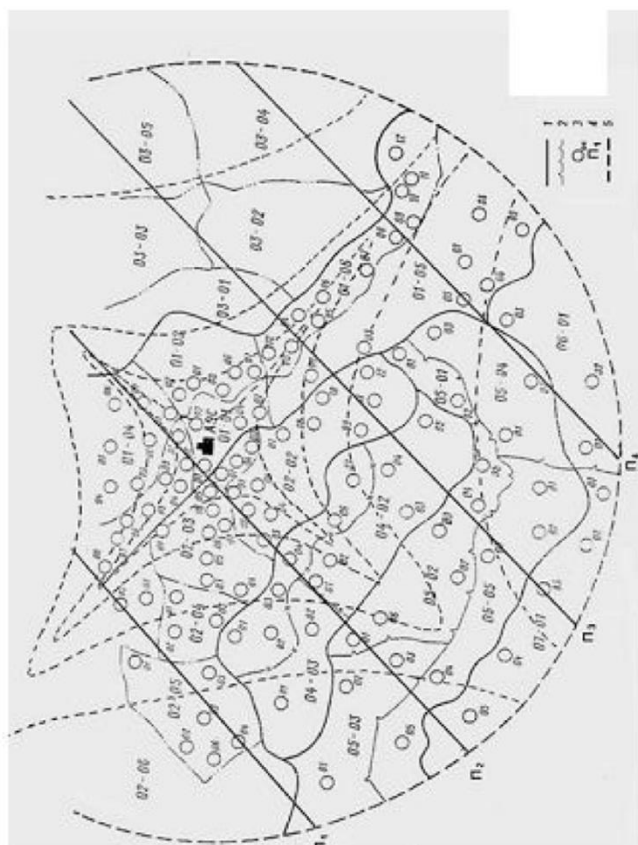
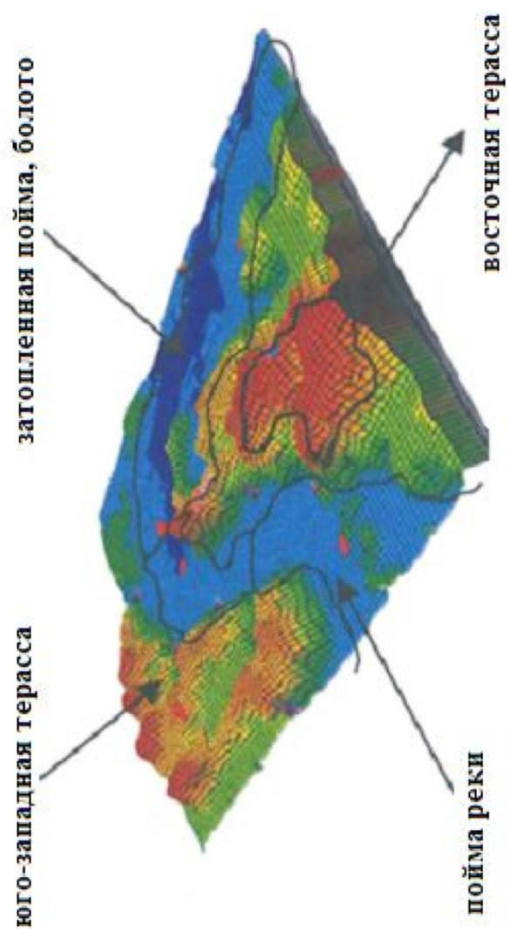
Мониторинг района влияния Чернобыльской АЭС (до и после аварии) выявил неоднородность пространственного распределения радионуклидов, определяемую ландшафтными особенностями исследуемой территории.

Но основной вывод, который можно сделать по результатам мониторинга Чернобыльской АЭС в доаварийный и послеаварийный периоды, заключается в том, что выполненный с позиций единой методологии, он подтверждает правильность и работоспособность идей, положенных в основу системы радиоэкологического мониторинга окружающей среды в районе расположения АЭС. Такой мониторинг обладает широкой информативностью, а его результаты – хорошей представительностью, сопоставимостью и надежностью. Поэтому методика такого радиоэкологического мониторинга могла бы стать базовой для всех АЭС Украины, тем более, что она прошла успешную апробацию, кроме Чернобыльской АЭС, еще и на Запорожской, Хмельницкой и Балаковской АЭС.

Таблица 1

Схема комплексного экологического мониторинга окружающей среды в районе расположения АЭС





- 1 - границы районов,
- 2 - границы подрайонов
- 3 - номера пунктов
отбора проб,
- 4 - опорные профили,
- 5 - изолинии плотности
выпаждений.

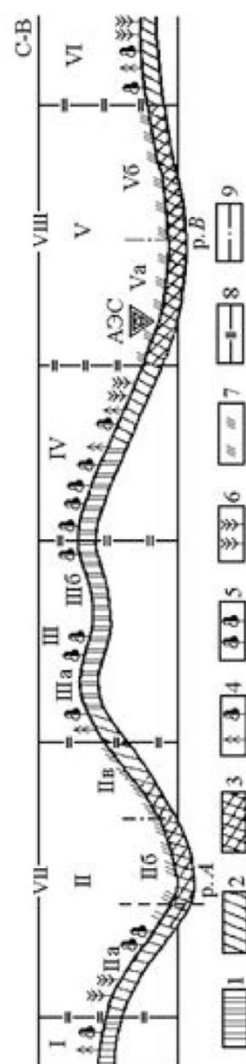


Рис. 1. Районирование территории зоны наблюдения АЭС по ландшафту и рельефу

CD31(+) Т-КЛЕТОЧНО-ОПОСРЕДОВАННЫЙ ИММУННЫЙ ОТВЕТ У УЧАСТНИКОВ ЛИКВИДАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧАЭС С ИШЕМИЧЕСКОЙ БОЛЕЗНЬЮ СЕРДЦА

Н.В. Беляева, О.Л. Мазниченко, Ю.Н. Беляев, Е.М. Настина

*Государственное Учреждение «Национальный Научный центр радиационной медицины
Национальной Академии Медицинских Наук Украины», Киев*

Актуальность темы. Среди участников ликвидации последствий Чернобыльской аварии (УЛПА) выявлен значительный риск развития инфаркта миокарда (ИМ) и смертности от ишемической болезни сердца (ИБС) по сравнению с необлученным населением Украины [1 - 3].

В последние годы имеет место парадигма развития атеросклеротических осложнений при ИБС: целостность сосудистой стенки в месте атеромы, осложненной тромбозом, зависит от иммунновоспалительного ответа, фактически направленного против прогрессирования и дестабилизации бляшки [4 - 6]; тромбоз может быть результатом отказа в регуляции интерфейса между кровью, протекающей в люмене, и остальными слоями стенки сосуда; ключом к такому механизму регулирования является межклеточное взаимодействие [7, 8].

Адгезивный гликопротеин PECAM-1/CD31 представляется одним из основных элементов этой модели атерогенеза, так как экспрессируясь на поверхности эндотелиальных клеток, циркулирующих тромбоцитов, моноцитов, нейтрофилов и лимфоцитов, он играет роль клеточного регулятора в ходе воспалительной реакции, важнейшего компонента патофизиологии атеросклероза. При этом активация лимфоцитов является существенным фактором в патогенезе атеросклеротических осложнений [4, 5].

Циркулирующие CD31(+) Т-клетки, на поверхности которых сигнальные молекулы CD31, выступая в качестве регуляторов их активации и как модуляторы их миграции через сосудистую стенку, обеспечивают в атеросклеротических артериях уровень Т-клеточно-опосредованного иммунновоспалительной реакции. Отсутствие CD31 сигнализации повышает Т-клеточную активацию и увеличивает Т-клеточную инфильтрацию в области внутрисосудистого повреждения [9, 10]. В крови человека потеря Т-клетками поверхностного пептида PECAM-1/CD31 увеличивает риск тромбообразования и возникновения острого коронарного синдрома [11, 12].

Значительный интерес к циркулирующей фракции CD31(+) клеток появился лишь в последние десятилетия. На сегодняшний день наши знания об их численности в периферической крови, биологической деятельности и роле в атерогенезе нельзя считать полными. Сведения относительно влияния радиационного фактора на функционирование этих клеток у человека *in vivo* мы не нашли. Углубленная оценка количественных и качественных характеристик CD31-позитивных Т-клеток крови у участников ЛПА не проводилась.

Таким образом, актуальность темы работы обусловлена важностью изучения Т-клеточных иммунных параметров и оценки их вклада в развитие воспалительной реакции у участников ликвидации последствий аварии на ЧАЭС с ишемической болезнью сердца.

Цель исследования: оценить пострадиационное состояние CD31(+) Т-клеточно-опосредованной иммунновоспалительной реакции по данным измерения уровня циркулирующих CD31(+) CD31(+) клеток при стабильном течении стенокардии с наличием и без указания в анамнезе перенесенного ИМ у участников ЛПА с ИБС для изучения предполагаемой взаимосвязи между содержанием CD31(+) Т-клеток в периферической крови и наличием атеросклеротических осложнений.

Материал и методы исследования. Материал для исследования был получен в отделении кардиологии отдела терапии радиационных последствий Института клинической радиологии ГУ «ННЦРМ НАМН Украины», где пациенты с ИБС из числа участников ЛПА пребывали на стационарном лечении. Были обследованы 132 участника ЛПА с ИБС и дозовыми нагрузками в диапазоне от 0,5 сЗв до 45 сЗв, который практически не различался по группам исследования, равно как и средний возраст пациентов ($64,54 \pm 8,24$ лет). Критериями разделения УЛПА по группам исследования были: документированное указание об участии в выполнении работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС и результаты предыдущих медицинских заключений, подтверждающие перенесенный ранее ИМ. Число обследованных участников ЛПА с ИБС и стабильным течением стенокардии, которые выполняли «ликвидационные» работы в 1986 году с момента аварии на

протяжении последующих 1 – 2-х месяцев составило 88 лиц мужского пола (из них 32 пациента с указанием перенесенного ранее ИМ и 56 – без наличия ИМ в анамнезе). Во вторую группу исследования вошли 44 участника ЛПА с аналогичным течением ИБС, производившие указанные работы в течение более длительного поставарийного периода (от 1 года до 10 лет с момента аварии). 29 из 44 этих пациентов не имели отягощенного анамнеза ИБС, а 15 предоставили документированное подтверждение о ранее перенесенном ИМ.

Образцы периферической венозной крови получали в течение 24 часов после госпитализации пациента и подписания им информированного согласия. Содержание циркулирующих CD31-позитивных Т-лимфоцитов оценивали методом проточной цитометрии с применением моноклональных антител (мкАТ) и выражали в процентах. Использовался способ двойной метки с одновременным окрашиванием клеточного субстрата двумя моноклональными антителами – CD3 и CD31, меченными флуорохромами, полярными по цвету. Процедура иммунофенотипирования выполнялась в соответствии с рекомендациями по стандартизованному исполнению и инструкциями фирмы-изготовителя [13, 14]. Анализ клеточных образцов проводили на лазерном проточном цитофлуориметре FACScan (BD, США) с дискриминацией популяций лимфоцитов, гранулоцитов и моноцитов по светооптическим характеристикам при CD45FITC&CD14PE-распределении лейкоцитов. По каждой комбинации мкАТ анализировали 5000 клеток (событий) в образце. Для анализа цитофлуориметрических измерений использовали программные продукты PC-LYSIS-II, WinMDI 2.8 (BD, США) в режимах «Dot plot», «Гистограмма».

Подсчет абсолютного числа CD31-позитивных Т-лимфоцитов ($\times 10^9/\text{л}$) проводили по двухплатформенной методике, на основе количества лейкоцитов в гемограмме на день исследования. Сравнение показателей и корреляционный анализ осуществляли методами описательной статистики с применением программных продуктов STATISTICA 8.0, STATISTICA 10.0 в среде Microsoft. $P < 0,05$ рассматривалось как статистически значимое.

Представляемые ниже результаты исследования выражены как среднее значение (M) $\pm$ стандартное отклонение (SD).

Результаты исследования. Содержание циркулирующих CD31-позитивных Т-лимфоцитов (процент и абсолютное число) в группах обследованных участников ЛПА со стабильным течением ИБС, сформированных по критерию продолжительности воздействия радиационного фактора, практически не различалось ($4,80 \pm 2,78 \%$ и $0,10 \pm 0,07 \times 10^9/\text{л}$; $n=88$ – в группе УЛПА 1986 года против $4,48 \pm 2,84 \%$ и $0,09 \pm 0,05 \times 10^9/\text{л}$; $n=44$ – в группе УЛПА, производивших «ликвидационные» работы в течение более длительного поставарийного периода).

Мы также не получили выраженных и информативных изменений показателей по определению уровня циркулирующих CD31(+) Т-клеток в группах участников ЛПА с указанной патологией, сформированных по критерию наличия/отсутствия перенесенного ИМ ($4,49 \pm 2,98 \%$ и $0,09 \pm 0,07 \times 10^9/\text{л}$; $n=47$ – в группе УЛПА с ИБС и отягощенным ИМ анамнезом против $4,81 \pm 2,70 \%$ и $0,1 \pm 0,06 \times 10^9/\text{л}$; $n=85$ – в группе УЛПА с ИБС без наличия перенесенного ИМ. В обоих исследованиях возрастных различий между группами практически не было, равно как и по диапазону дозовых нагрузок, потому мы сделали допущение о нивелировании числовых показателей, обусловленном однонаправленным влиянием на них факторов, соответствующих выбранным критериям межгрупповых различий – условия радиационного воздействия и отягощенный анамнез ИБС. Очевидно, что при этом речь может идти только об относительно одинаковой сохранности фракции CD31(+) Т-клеток после облучения в дозовом диапазоне от 0,5 сЗв до 45 сЗв.

Для дальнейшего анализа влияния радиационного фактора на периферическое Т-лимфоцитарное звено иммунитета по данным измерения уровня CD31(+) Т-клеток был использован иной подход. Группы обследованных участников ЛПА с ИБС, сформированные по критерию продолжительности воздействия радиационного фактора, были разделены по отягощенности анамнеза. Из полученных данных следовало, что у участников ЛПА 1986 года со стабильным течением ИБС, сгруппированных по анамнестическим данным о наличии/отсутствии ранее перенесенного ИМ, различие по уровню CD31-позитивных Т-лимфоцитов в периферической крови было статистически не значимо ($p > 0,05$; $5,06 \pm 3,11 \%$ против $4,65 \pm 2,60 \%$, соответственно).

Наиболее выраженные и информативные изменения этого показателя были получены в группе участников ЛПА, которые выполняли «ликвидационные» работы в течение более длительного поставарийного периода (от 1 года до 10 лет с момента аварии), при аналогичном разделении по отягощенности анамнеза ИБС. Содержание CD31-позитивных Т-лимфоцитов (процент и абсолютное число) в циркуляции у означенных УЛПА при наличии ранее перенесенного ИМ было существенно ниже по сравнению с аналогичными параметрами в группе без указаний на отягощенный анамнез

ИБС ($p < 0,04$; $3,27 \pm 2,32$ % против $5,11 \pm 2,90$ % и $p < 0,01$; $0,06 \pm 0,04 \times 10^9$ /л; против $0,097 \pm 0,05 \times 10^9$ /л; соответственно).

Сравнительный анализ параметров, основанных на определении циркулирующего уровня CD31(+) Т-клеток в группах УЛПА с ИБС, стабильной стенокардией и наличием ИМ в анамнезе, но различающихся по условиям радиационного воздействия, показал существенные межгрупповые различия ($p < 0,05$ и $p < 0,03$, соответственно относительной и абсолютной численности клеток). Выраженный дефицит исследуемых Т-лимфоцитов в периферической крови УЛПА с отягощенным анамнезом ИБС, которые подверглись пролонгированному действию повышенного уровня фоновой радиационной составляющей, был сопряжен с более низким содержанием лимфоцитов.

В связи с этим, мы полагаем, что выявленные изменения могут быть последствиями лучевого поражения иммунного Т-лимфоцитарного звена. Радиобиологический эффект в виде нарушения рециркуляции Т-клеток и их хоминга, вследствие которого замедляется темп восстановления численности Т-клеток на периферии, описан давно [15]. Его зависимость от условий радиационного воздействия (качество излучения и длительность его действия, величина дозы и ее распределение во времени; в нашем случае – это межгрупповое различие по длительности влияния фактора облучения) подтверждена результатами многочисленных исследований. Однако вклад в снижение уровня CD31(+) Т-клеток может вносить и сама иммунновоспалительная реакция на атеросклеротическое внутрисосудистое повреждение, развитие которой может иметь более локальный характер [7, 8], а также индивидуальные особенности человеческого организма, особо весомые в распределении дозовой нагрузки во времени. При этом вероятно, что последовательность и частота проявлений эффекта – утрата CD31(+) Т-клеток по указанным предполагаемым причинам могут не совпадать.

Проведенный корреляционный анализ позволил определить, насколько доля CD31(+) Т-лимфоцитов коррелирует с процессом тромбообразования в коронарных артериях у обследуемого контингента. Соотношение количества ранее перенесенных ИМ к числу обследованных участников ЛПА в группах было примерно одинаковым (1 : 2,38 в группе УЛПА 1986 г. и 1: 2,44 – в группе УЛПА, подвергшихся более продолжительному воздействию радиационного фактора). Результаты показали невысокие, но достоверные отрицательные значения коэффициента корреляции между содержанием циркулирующих CD31(+) Т-клеток и количеством перенесенных ИМ в группах участников ЛПА с ИБС, различающихся по условию радиационного воздействия – длительности влияния фактора облучения ($p < 0,05$; $r = -0,19$; и $r = -0,21$, соответственно). Вместе с тем они подтвердили имеющиеся в ряде литературных источников сведения о взаимосвязи дефицита этих клеток и наличия атеросклеротических осложнений ИБС [16,17]. Объяснением факта невысоких значений коэффициента корреляции между указанными параметрами в обоих случаях может служить модификация эффекта индивидуальными особенностями и физиологическим состоянием человеческого организма. В нашем случае получение высокой статистической взаимосвязи на групповом уровне зависело от доли «активированных» лиц в общем числе обследуемых, где определяющий фактор (как порог активации) – наличие ранее перенесенного ИМ.

Таким образом, в настоящей работе впервые охарактеризовано пострадиационное состояние CD31(+) Т-клеточно-опосредованной иммунновоспалительной реакции по данным измерения уровня циркулирующих CD31(+) Т-клеток при стабильном течении стенокардии с наличием и без указания в анамнезе перенесенного ИМ у участников ЛПА с ИБС.

Представленный материал следует рассматривать в качестве попытки приблизиться к оценке полноценности CD31(+) Т-клеточно-опосредованного иммунного ответа в условиях пострадиационного состояния функционирования иммунной системы у участников ЛПА с ишемической болезнью сердца.

Выводы

1. Определено содержание циркулирующих CD31(+) Т-лимфоцитов, отражающее уровень Т-активации и представляющее собой стадию иммунновоспалительной реакции в патофизиологическом процессе атеросклероза, у участников ЛПА с дозовыми нагрузками в диапазоне от 0,5 сЗв до 45 сЗв, возрастом $64,54 \pm 8,24$ лет с ИБС при стабильном течении стенокардии, с наличием и без указания ИМ в анамнезе.

2. Показано снижение CD31(+) Т-клеток в периферической крови у участников ЛПА, подвергшихся пролонгированному радиационному воздействию при выполнении «ликвидационных» работ, с ИБС и ранее перенесенным ИМ, по сравнению с количеством этих клеток у аналогично облученных УЛПА с ИБС, но без указания на ИМ в анамнезе. Этот параметр был также существенно снижен по отношению к аналогичному показателю в группе УЛПА с ИБС и перенесенным ранее ИМ, которые осуществляли указанные работы в 1986 году, но в течение более короткого периода времени.

Данные результаты можно рассматривать как свидетельство однонаправленного влияния последствий лучевого поражения иммунного Т-лимфоцитарного звена и особенностей характера иммунновоспалительной реакции на внутрисосудистое повреждение.

3. Результаты корреляционного анализа, показавшие обратную количественную взаимосвязь между содержанием CD31(+) Т-клеток в периферической крови и числом ранее перенесенных инфарктов миокарда у участников ЛПА с ИБС, явились подтверждением существующим литературным данным о взаимосвязи между утратой этих клеток и наличием атеросклеротических осложнений ИБС.

Литература

1. Бузунов В. О. Епідеміологія не пухлинних захворювань. Учасники ЛНА [Текст] / В. О. Бузунов, В. М. Терещенко, Л. І. Краснікова та ін. [Текст] // Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 1986-2011. За ред. А. М. Сердюка, В. Г. Бебешка, Д. А. Базики. – Тернопіль: ТДМУ, 2011. – С. 367-379.
2. Хомазюк І. М. Особливості хвороб системи кровообігу в учасників ліквідації наслідків Чорнобильської аварії 25 років по тому [Текст] / І. М. Хомазюк, Ж. М. Габулавичене, О. М. Настіна та ін. // Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 1986-2011. За ред. А. М. Сердюка, В. Г. Бебешка, Д. А. Базики. – Тернопіль: ТДМУ, 2011. – С. 411-459.
3. Настіна О. М. Радіаційні та нерадіаційні фактори ризику в розвитку хронічної ішемічної хвороби серця в учасників ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи у віддалений період [Текст] // Проблеми радіаційної медицини та радіобіології : зб. наук. пр. – К. : ІВЦ "Алкон", 2010. – вип. 15. – С. 145-152.
4. Caligiuri G. Immune system activation follows inflammation in unstable angina: pathogenetic implications [Текст] / G. Caligiuri, G. Liuzzo, L. M. Biasucci et al. // J. Am. Coll. Cardiol., 1998. – Vol. 32. – P. 1295-1304.
5. Neri Serneri G. G. Acute T-cell activation is detectable in unstable angina [Текст] / G. G. Neri Serneri, D. Prisco, F. Martini et al. // Circulation, 1997. – Vol. 95. – P. 1806-1812.
6. Caligiuri G. Evidence for antigen-driven T-cell response in unstable angina [Текст] / G. Caligiuri, G. Paulsson, A. Nicoletti et al. // Circulation, 2000. – Vol. 102. – P. 1114-1119.
7. Попова Л. А., Ваизова О. Е. Современные представления о сосудистом эндотелии с позиции общей теории систем [Текст] // Фундаментальные исследования. – 2011. – № 10 (часть 2). – С. 354-358.
8. Ribeiro F. Endothelial function and atherosclerosis: circulatory markers with clinical usefulness [Текст] / F. Ribeiro, A. J. Alves, M. Teixeira et al. // Rev Port Cardiol. – 2009. – Vol. 28 (10). – P. 1121-1151.
9. CD31, a novel cell surface marker for CD4 cells of suppressor lineage, unaltered by state of activation [Текст] / Y. Torimoto, D. M. Rothstein, N. H. Dang et al. // J. Immunol., 1992. – Vol. 148. – P. 388-396.
10. Caligiuri G. Reduced immunoregulatory CD31+ T cells in the blood of atherosclerotic mice with plaque thrombosis [Текст] / G. Caligiuri, E. Groyer, J. Khallou-Laschet et al. // Arterioscler. Thromb. Vasc. Biol., 2005. – Vol. 25. – P. 1659-1664.
11. Kushner E. J. CD31+ T cells represent a functionally distinct vascular T cell phenotype [Текст] / E. J. Kushner, O. J. MacEneaney, R. G. Morgan et al. // Blood Cells Mol. Dis., 2010. – Vol. 44(2). – P. 74-78.
12. Tourikis P. D. Acute coronary syndromes effects of CD31 expression on circulating CD4 T cells in patients with unstable angina [Текст] / P. D. Tourikis, D. Tousoulis, A. Katakaki et al. // J. Am. Coll. Cardiol., 2012. – Vol. 59. – P. 449-460.
13. Simultaneous analysis of radio-induced membrane alteration and cell viability by flow cytometry [Текст] / M. Benderitter, L. Vincent-Genod, A. Berroud, P. Voisin // Cytometry. - 2000. - V.39. – P. 151-157.
14. Ярилин А. А. Применение проточной цитометрии для оценки функциональной активности иммунной системы человека. Пособие для врачей клинической лабораторной диагностики [Текст] / А. А. Ярилин, С. В. Климова, А. В. Симонова и др. – М.: ДРИМ Продакшн, 2008. – 54 с.
15. Ярилин А. А. Действие ионизирующей радиации на лимфоциты (повреждающий и активирующий эффекты) // Иммунология, 1988. - № 5. – С. 5-11.
16. Simari R. D., Gulati R. Peripheral blood CD31+ cells for the treatment of ischemic vascular disease [Текст] // J. Am. Coll. Cardiol., 2010. – Vol. 56(7). – P. 608-609.
17. Kim S-W. Human peripheral blood-derived CD31⁺ cells have robust angiogenic and vasculogenic properties and are effective for treating ischemic vascular diseases [Текст] / S-W. Kim, H. Kim, H-J. Cho et al. // J. Am. Coll. Cardiol., 2010. – Vol. 56. – P. 593-607.

КАРДІО- ТА ЦЕРЕБРОВАСКУЛЯРНА ПАТОЛОГІЯ У ПОСТТРАЖДАЛИХ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС. РЕЗУЛЬТАТИ ЕПІДЕМІОЛОГІЧНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ.

Бузунов В. О., Войчулене Ю. С., Капустинська О. А.

*ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної Академії Медичних Наук
України»*

Аварія, що відбулася 26 квітня 1986 року на Чорнобильській атомній станції (ЧАЕС), призвела до забруднення значних територій України, Білорусі та Російської Федерації, а також країн Західної Європи. Ефективна та своєчасна ліквідація наслідків аварії вимагала залучення великої кількості населення, тільки в Україні в цих роботах брали участь понад 300 тис. осіб.

За минулий післяаварійний період проведені чисельні наукові дослідження з оцінки медичних наслідків Чорнобильської катастрофи. Епідеміологічними дослідженнями встановлено значне зростання широкого спектру непухлинних захворювань у постраждалих контингентів [1-4]. Серед них домінуюче положення займають хвороби системи кровообігу, які на даному етапі складають майже 30 % у загальній структурі захворюваності та 70 % у загальній структурі смертності.

Враховуючи значну поширеність у осіб різного віку, розвиток ускладнень, що призводять до ранньої інвалідності та смертності, надання за наслідками великих збитків економіці держави, проблема дослідження кардіо- та цереброваскулярної патології є надзвичайно актуальною, теоретично та практично важливою. Особливої уваги заслуговують дослідження закономірностей розвитку хвороб системи кровообігу у постраждалих внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Матеріал і методи дослідження

Об'єкт дослідження – хвороби системи кровообігу в УЛНА на ЧАЕС і дорослого евакуйованого населення. Джерелом інформації стали дані Державного реєстру України осіб, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, (ДРУ) за період 1988–2011 рр. У базі даних ДРУ зареєстровано 314 192 УЛНА, серед них 216 031 осіб брали участь у ліквідації наслідків аварії в 1986–1987 рр. Когорта дослідження сформована з УЛНА 1986–1987 рр. чоловічої статі, які мають інформацію щодо дози зовнішнього опромінення всього тіла (68 145 осіб). Загальну кількість оглянутих УЛНА 1986–1987 рр. залежно від віку на момент опромінення (<40 та ≥40 років) і дози зовнішнього опромінення всього тіла за 5-річними періодами представлено в таблиці 1.

Таблиця 1 - Кількісний склад оглянутих осіб в дозово-вікових підгрупах когорти УЛНА 1986-1987 рр. у 5-річні періоди спостереження

Період (роки)	Вік на момент опромінення									
	18-39					40-60				
	доза зовнішнього опромінення всього тіла (Гр)					доза зовнішнього опромінення всього тіла (Гр)				
	0-0,049	0,05-0,09	0,1-0,199	0,2-0,249	0,25-0,7	0-0,049	0,05-0,09	0,1-0,199	0,2-0,249	0,25-0,7
когорта	6233	17798	14708	14625	6460	925	1687	1395	1085	708
1988-1992	15370	50387	45861	48138	19744	2656	6331	5157	4339	2264
1993-1997	23198	67428	55659	56485	24532	4105	8845	6569	5433	3366
1998-2002	21434	63411	53459	54175	23688	3543	8046	6016	5021	3043
2003-2007	20142	47819	53459	50310	22156	2887	6794	4975	4145	2521
2008-2011	10335	30963	26951	27732	12305	1179	3040	2290	1942	1131
Всього	90479	260008	234390	236840	102425	14370	33056	25007	20880	12325

Кількісний склад оглянутих евакуйованих осіб, обстежених в динаміці за періодами з урахуванням віку на момент аварії представлено в таблиці 2.

Таблиця 2 – Кількісний склад оглянутих евакуйованих осіб, обстежених в динаміці за періодами з урахуванням віку на момент опромінення

Періоди спостереження, роки	Вік на момент опромінення, років			
	0-17 (абс., %)	18-39 (абс., %)	40-60 (абс., %)	0-60 (абс., %)
1988-1992	28252 (89,15)	1703 (5,37)	1736 (5,48)	31691 (100)
1993-1997	26973 (88,14)	1877 (6,13)	1752 (5,72)	30602 (100)
1998-2002	23463 (88,80)	1577 (5,97)	1382 (5,23)	26422(100)
2003-2007	21678 (89,70)	1515 (6,27)	975(4,04)	24168 (100)
2008-2011*	12460 (90,32)	891 (6,46)	444 (3,22)	13795 (100)

Епідеміологічне дослідження здійснювалося за періодами спостереження (1988–1992, 1993–1997, 1998–2002, 2003–2007, 2008–2011 рр.). При дескриптивному аналізі розраховували рівень захворюваності, 95 % довірчий інтервал. Для оцінки впливу радіаційного фактору ризику в когорті УЛНА 1986-1987 рр. розраховували відносний ризик (RRY) та ексцес відносного ризику (ERR). Контрольною групою було обрано дозову групу 0–0,049 Гр (внутрішній контроль).

Результати дослідження

Динаміка захворюваності на хвороби системи кровообігу в когорті УЛНА 1986-1987 рр. за 25-річний період після аварії на ЧАЕС представлено на рисунку 1. Найвищі рівні виявлено через 12-16 років після опромінення. З 2003 р. реєструється певне зниження показників, особливо в осіб віком 40 років і старше на момент опромінення, що можна пояснити зниженням чисельності даної когорти (внаслідок збільшення смертності) і реалізацією захворюваності на попередніх етапах. При цьому, в осіб молодшого віку захворюваність на останніх етапах спостереження залишається на достатньо високому рівні, що потребує пильної уваги фахівців, які надають діагностично-лікувальну допомогу, на первинному рівні.

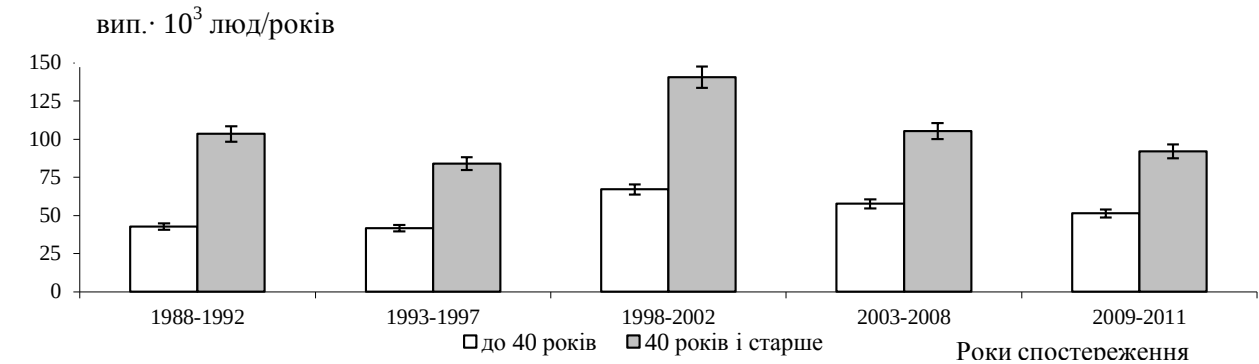


Рисунок 1 – Динаміка захворюваності на хвороби системи кровообігу (I00.0-I99.9 за МКХ-10) в УЛНА 1986-1987 рр. залежно від віку на момент опромінення

В таблиці 3 наведено рівні основних нозологічних форм хвороб системи кровообігу в УЛНА 1986-1987 рр. за період спостереження 2008-2011 рр.

Таблиця 3 - Рівні основних нозологічних форм хвороб системи кровообігу (вип. · 10³ люд/років) в УЛНА 1986-1987 рр. залежно від віку на момент опромінення за період спостереження 2008-2011 рр. (за даними ДРУ)

Нозологічні форми	Код за МКХ-10	До 40 років	40 років і старше
Хвороби системи кровообігу	I00-I99	51,3±0,31	91,9±0,91
хронічна ішемічна хвороба серця	I25.0-I25.9	11,7±0,13	15,3±0,33
цереброваскулярні хвороби	I60.0-I69.8	11,1±0,14	25,6±0,4
хвороби артерій, артеріол та капілярів	I70.0-I79.8	3,4±0,09	12,9±0,3
хвороби вен, лімфатичних судин і лімфатичних вузлів	I80.0-I89.9	4,5±0,1	12,1±0,3

У структурі захворюваності переважають цереброваскулярні хвороби (за рахунок росту випадків інсульту, інфаркту мозку, церебрального атеросклерозу, гіпертонічної енцефалопатії), ішемічна хвороба серця (за рахунок збільшення хронічної ішемічної хвороби, гострого інфаркту міокарда, стенокардії), гіпертонічна хвороба, хвороби артерій, артеріол та капілярів (внаслідок росту випадків атеросклерозу, емболії, тромбозу артерій), хвороби вен і лімфатичних судин (артерій, артеріол, капілярів, вен, лімфатичних судин).

Динаміка захворюваності на хвороби системи кровообігу в когорті дорослого евакуйованого населення має спільні риси з вищезазначеною динамікою в когорті УЛНА, але звертає на себе увагу значно вищий рівень в евакуйованих віком 40 років і старше на момент опромінення (рис. 2). Це можна пояснити впливом фактору стресу, який зазнало населення в процесі евакуації, і загальним станом здоров'я цього контингенту.

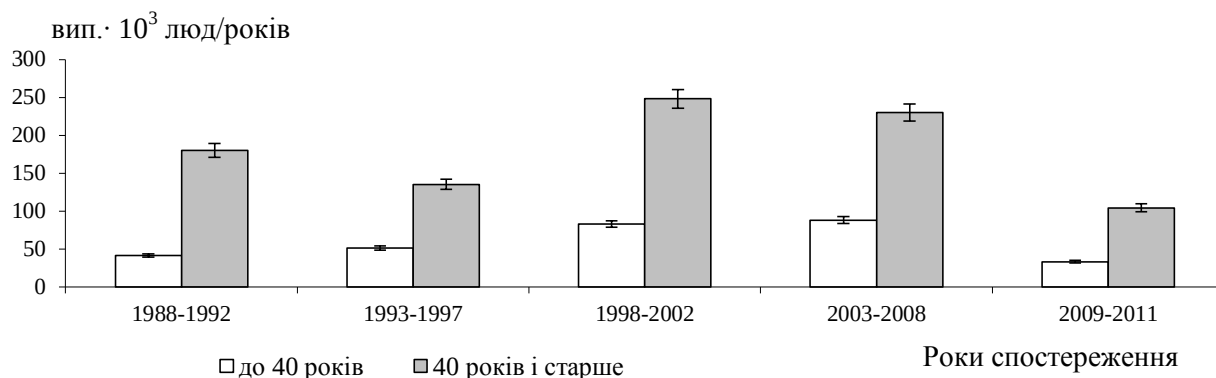


Рисунок 2 – Динаміка захворюваності на хвороби системи кровообігу (I00-I99 за МКХ-10) в евакуйованих залежно від віку на момент опромінення

Рівні основних нозологічних форм хвороб системи кровообігу в евакуйованих залежно від віку на момент евакуації та статі за період спостереження 2008-2011 рр. представлено в таблиці 4. Рівень захворюваності на всі хвороби системи кровообігу в осіб віком 40 років і старше на момент евакуації в 3 рази більше рівня у молодших осіб, незалежно від статі. Захворюваність на гіпертонічну хворобу, яка реєструвалась у періоді 2008-2011 рр., у чоловіків обох вікових груп має приблизно однаковий рівень. У жінок молодшого віку захворюваність на гіпертонічну хворобу має дещо вищий рівень у порівнянні з старшою віковою групою. Захворюваність на ішемічну хворобу серця в евакуйованих віком 40 років і старше на момент евакуації майже в 7 разів вище захворюваності молодших осіб (і чоловіків, і жінок). Цереброваскулярні хвороби в молодшій віковій групі діагностувались майже в 3 рази рідше, ніж у старшій.

Таблиця 4 - Рівні основних нозологічних форм хвороб системи кровообігу (вип. · 10³ люд/років) в евакуйованих залежно від віку на момент опромінення та статі за період спостереження 2008-2011 рр. (за даними ДРУ)

Нозологічні форми хвороб	Вік на момент опромінення		
	Стать	До 40 років	Старше 40 років
Хвороби органів кровообігу (I00-I99)	Ч	38,57±1,71	120±4,74
	Ж	30,05±1,19	95,42±3,07
гіпертонічна хвороба (I10 - I15)	Ч	9,19±0,85	9,54±1,42
	Ж	9,09±0,66	7,32±0,89
ішемічна хвороба серця (I20 - I25)	Ч	10,53±0,91	68,89±3,69
	Ж	8,99±0,66	57,60±2,44
цереброваскулярні хвороби (I60 - I69)	Ч	7,05±0,74	20,14±2,04
	Ж	4,20±0,45	14,43±1,25
хвороби артерій, артеріол та капілярів (I70 - I79)	Ч	2,46±0,44	7,84±1,28
	Ж	1,42±0,26	7,32±0,89
хвороби вен, лімфатичних судин та лімфатичних вузлів (I80 - I89)	Ч	6,57±0,72	7,42±1,25
	Ж	4,79±0,48	5,47±0,77

Захворюваність на хвороби артерій, артеріол і капілярів також значно нижча і у чоловіків, і у жінок віком до 40 років на момент евакуації. Звертає на себе увагу приблизно однаковий рівень захворюваності на хвороби вен, лімфатичних судин і лімфатичних вузлів в обох вікових групах.

У структурі захворюваності серед дорослого евакуйованого населення віком до 40 років на момент опромінення перше місце займає ішемічна хвороба серця, друге – гіпертонічна хвороба, третє – цереброваскулярні хвороби, четверте - хвороби вен, лімфатичних судин і лімфатичних вузлів. У осіб старше 40 років на момент опромінення у структурі хвороб системи кровообігу провідні місця займають ішемічна хвороба серця, цереброваскулярні хвороби, серед яких виділяються інфаркт мозку (I63), гіпертонічна енцефалопатія (I64), вагома частка належить наслідкам цереброваскулярних хвороб, зростання яких відзначено з 1993 року. Третє місце посідає гіпертонічна хвороба серця, четверте – хвороби артерій, артеріол та капілярів.

Порівнюючи рівні захворюваності залежно від статі, слід зазначити, що серед чоловіків по зазначеним вище групам нозологічних форм вони вище, ніж у жінок.

Для визначення впливу радіаційного та окремих нерадіаційних чинників на розвиток хвороб системи кровообігу проводили епідеміологічний аналіз та оцінку ризиків в когорті УЛНА 1986-1987 рр. за 25-річний післяаварійний період. Встановлено достовірні відносні ризики розвитку ішемічної хвороби серця, цереброваскулярних хвороб, хвороб артерій, артеріол та капілярів, хвороб вен, лімфатичних судин та лімфатичних вузлів в діапазоні доз зовнішнього опромінення всього тіла 0,05-1,0 Гр. Більш стабільні значення ризиків отримано в УЛНА 1986-1987 рр. віком до 40 років на момент опромінення з дозами 0,05-0,7 Гр та в старшій віковій групі при дозах 0,25-0,7 Гр (табл. 5). Отримані результати підтверджують положення щодо більшої чутливості до впливу іонізуючого випромінювання молодших осіб. Однак, питання вікової радіочутливості потребують подальших досліджень.

Таблиця 5 – Ризики розвитку хвороб системи кровообігу в УЛНА 1986-1987 рр. залежно від дози зовнішнього опромінення всього тіла та віку на момент опромінення за 25-річний післяаварійний період (курсивом виділено RRY з 90 % CI)

Доза (Гр)	до 40 років на момент опромінення		40 – 60 років на момент опромінення	
	RRY (95 % CI)	ERR (Гр ⁻¹)	RRY (95 % CI)	ERR (Гр ⁻¹)
Хвороби системи кровообігу (I00.0-I99.9 за МКХ-10)				
0,05 – 0,099	1,35 (1,32; 1,37)		1 (0,91; 1,1)	
0,1 – 0,199	1,19 (1,11; 1,27)		1,12 (1,1; 1,18)	
0,2 – 0,249	1,18 (1,16; 1,2)		1,07 (0,96; 1,2)	
0,25 – 0,7	1,37 (1,14; 1,34)	0,8 (0,57; 1,0)	1,15 (1,02; 1,3)	0,3 (0,17; 0,43)
Ішемічна хвороба серця (I20.0-I25.0 за МКХ-10)				
0,05 – 0,099	1,38 (1,33; 1,42)		0,87 (0,75; 1,0)	
0,1 – 0,199	1,18 (1,02; 1,36)		0,99 (0,92; 1,1)	
0,2 – 0,249	1,27 (1,23; 1,32)		0,95 (0,8; 1,13)	
0,25 – 0,7	1,32 (1,27; 1,37)	0,7 (0,52; 0,97)	0,96 (0,8; 1,16)	
Цереброваскулярні хвороби (I60.0-I69.8 за МКХ-10)				
0,05 – 0,099	1,27 (1,22; 1,33)		0,92 (0,76; 1,1)	
0,1 – 0,199	1,01 (0,83; 1,22)		1,06 (0,95; 1,2)	
0,2 – 0,249	1,07 (1,02; 1,12)		1,07 (0,86; 1,3)	
0,25 – 0,7	1,51 (1,44; 1,59)	1,1 (1,0; 1,3)	1,18 (0,9; 1,48)	
Хвороби артерій, артеріол та капілярів (I70.0-I79.8 за МКХ-10)				
0,05 – 0,099	1,48 (1,38; 1,59)		0,97 (0,7; 1,32)	
0,1 – 0,199	1,22 (0,9; 1,65)		1,1 (0,9; 1,32)	
0,2 – 0,249	1,14 (1,07; 1,23)		0,92 (0,6; 1,32)	
0,25 – 0,7	1,65 (1,52; 1,78)	1,4 (1,12; 1,7)	1,44 (1,01; 2,06)	0,9 (0,71; 1,12)
Хвороби вен, лімфатичних судин (I80.0-I89.9 за МКХ-10)				
0,05 – 0,099	1,39 (1,32; 1,46)		1,24 (0,93; 1,64)	
0,1 – 0,199	1,2 (0,97; 1,49)		1,3 (0,9; 1,72)	
0,2 – 0,249	1,18 (1,12; 1,24)		1,25 (0,9; 1,72)	
0,25 – 0,7	1,4 (1,32; 1,48)	0,8 (0,62; 0,97)	1,45 (1,03; 2,02)	0,9 (0,79; 1,1)

Відзначено, що ризики розвитку хвороб системи кровообігу у значній мірі зумовлені впливом комплексу нерадіаційних факторів, такими, як несприятливі умови праці до аварії на ЧАЕС, емоційна перенапруга, фізичне навантаження, паління, часте вживання алкоголю, нераціональне харчування, спадковість. Посаданий вплив радіаційного і нерадіаційних факторів може суттєво перевищувати вплив саме радіоактивного випромінювання.

Таким чином, проведені дослідження дозволяють висказати наступні положення.

Післяаварійний період відзначився значним збільшенням в УЛНА хвороб системи кровообігу, у першу чергу цереброваскулярних хвороб (за рахунок росту випадків інсульту, інфаркту мозку, церебрального атеросклерозу, гіпертонічної енцефалопатії), ішемічної хвороби серця (за рахунок збільшення хронічної ішемічної хвороби, гострого інфаркту міокарда, стенокардії), гіпертонічної хвороби, хвороб артерій, артеріол та капілярів (внаслідок росту випадків атеросклерозу, емболії, тромбозу артерій), хвороб вен і лімфатичних судин (флебіт і тромбофлебіт, тромбоз й емболія вен).

Збільшення рівня захворюваності встановлено через 12-16 років після опромінення, тому можна припустити наявність латентного періоду в розвитку даної патології.

Результати ризик-аналізу виявили певні дозо-залежні ефекти. Достовірні значення відносних ризиків отримано в діапазоні доз зовнішнього опромінення всього тіла 0,05-0,7 Гр. Проте, слід зазначити, що більш стабільні значення ризиків та ексцесів відносних ризиків отримано при дозах 0,25-0,7 Гр.

Встановлено більшу чутливість до впливу іонізуючого випромінювання в осіб молодшого віку. Однак, питання вікової радіочутливості потребують подальших досліджень.

Отримані дані у певній мірі погоджуються з результатами досліджень, проведеними за результатами моніторингу стану здоров'я хібакуші – жертв атомних бомбардувань японських міст Хіросіми та Нагасакі [5-6]; достовірні відносні ризики розвитку окремих хвороб системи кровообігу в УЛНА також встановлено дослідженнями російських науковців [7]. Незважаючи на те, що дотепер накопичено достатня кількість матеріалів, що слугують достовірним доказом впливу малих доз опромінення (як зовнішнього, так і внутрішнього) на розвиток непухлинної захворюваності (в першу чергу кардіо- та цереброваскулярних), єдина точка зору на проблему відсутня. Тому подальші дослідження даної проблеми вважаються дотепер актуальними і важливими.

Література

- 1 Бузунов, В. О. Епідеміологія непухлинних захворювань. Учасники ЛНА [Текст] / В. О. Бузунов, В. М Терещенко, Л. І, Краснікова, Ю. С. Войчулене, В. А. Цуприков // «Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 1986-2011» / За редакцією А. М. Сердюка, В. Г. Бебешка, Д. А. Базики Тернопіль ТДМУ «Укрмедкнига» 2011. – С. 367-379.
- 2 Пирогова, О. Я. Серцево-судинна захворюваність евакуйованого з 30-км зони ЧАЕС населення в післяевакуаційному періоді (епідеміологічне дослідження) [Текст] / О. Я. Пирогова, В. О. Бузунов, Т. Є. Домашевська // Збірник наукових праць «Проблеми радіаційної медицини та радіобіології». – 2011. – Вип. 16 – К.: ДІА, 2011. – С. 50-58.
- 3 Бузунов, В. А. Неопухолевающая заболеваемость и смертность участников ликвидации последствий аварии [Текст] / В. А. Бузунов, Л. И, Красникова, Ю. С. Войчулене // «Двадцать пять лет Чернобыльской катастрофы. Безопасность будущего» Национальный доклад Украины. – К.: КІМ, 2011. – С. 137-143.
- 4 Buzunov, V. Nontumor morbidity and mortality among the chernobyl clean-up workers 1986-1987. effect of low-dose ionizing radiation [Text] / V. Buzunov, V. Tereschenko, Yu. Voychulene, T. Domashevskaya // Zdrowie i Spoteczenstwo. – 2011. - № 1. – P. 101-115.
- 5 Shimizu, Yukiko Radiation exposure and circulatory disease risk: Hiroshima and Nagasaki atomic bomb survivor data, 1950-2003 [Text] / Yukiko Shimizu, Kazunori Kodama, Nobuo Nishi, Fumiyoshi Kasagi, Akihiko Suyama et al. // BMJ, 2010; 340; b 5349.
- 6 Preston, D. I. Studies of mortality of atomic bomb survivors [Text] / D. I. Preston, Y. Shimizu, K. Mabuchi // Report 13 : Solid cancer and non-cancer disease mortality : 1950-1997. Radiat. Res. 160, 381-407 (2003).
- 7 Ivanov, V. K. The risk of radiation induced cerebrovascular disease in Chernobyl emergency workers [Text] / V. K. Ivanov, M. A. Maksimov, S.Yu. Chekin et al // Health Physics. – 2006. - Vol. 90. - No. 3. - P. 199-207.

АЛГОРИТМ ДЛЯ ПЛАНУВАННЯ АГРОХІМІЧНИХ ЗАХОДІВ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ З ВИКОРИСТАННЯМ ПРОГНОЗУВАННЯ КОНЦЕНТРАЦІЇ ^{137}CS І ^{90}SR В РОСЛИНАХ

Виноградська В.Д., Прістер Б.С., Васько Н.М., Максименко Ю.В.

Інститут проблем безпеки АЕС НАН України

Вступ. Під час ліквідації наслідків радіаційних аварій в Киштині (1957 р.) та Чорнобилі (1986 р.), що були визнані комунальними сільськогосподарськими катастрофами, застосовували цілий комплекс контрзаходів, серед яких важливе місце займали агрохімічні та агроеліоративні контрзаходи [1, 2]. Після цих аварій було отримано дані про ефективність захисних заходів для широкого спектру екологічних умов території та щільностей забруднення ґрунту. Основними захисними заходами були: вапнування ґрунтів, внесення додаткових доз мінеральних добрив в рекомендованому оптимальному співвідношенні в них азоту, фосфору і калію, поверхнєве та корінне поліпшення луків та пасовищ і т.і. [3, 4]. Національним та міжнародним співтовариством було визнано, що захисні заходи, проведені державами СНД для подолання наслідків аварії на ЧАЕС, були в цілому своєчасні та адекватні [5]. Однак, в деяких випадках були отримані суперечливі результати застосування добрив та меліорантів у якості контрзаходів. Так, основний акцент було зроблено на внесенні калійних добрив, оскільки калій є ізотопним носієм ^{137}Cs . При цьому інші поживні елементи не вносили взагалі, або ж їх дози не відповідали нормам внесення добрив для конкретної культури на ґрунті з певними агрохімічними властивостями. Були апробовані також заходи з внесенням необґрунтовано високих доз калійних добрив – до 600 кг-га^{-1} , що значно перевищували оптимальні дози калійних добрив для вирощування певних культур. В результаті цього не була досягнута очікувана висока ефективність таких заходів, а при збільшенні дози добрив понад оптимальні значення, практично не змінювалася. При внесенні амонійних азотних добрив на бідних дерново – підзолистих ґрунтах не спостерігалось зменшення концентрації ^{137}Cs в рослинах, а в деяких випадках було відмічено її збільшення. Такі дані пов'язані з тим, що планування захисних заходів проводилося практично без наукового обґрунтування, яке враховує вплив мінеральних добрив та меліорантів на процеси перетворення форм радіонуклідів в ґрунті і їх перехід в рослини. Використання кінетичної моделі поведінки радіонуклідів в системі «ґрунт - рослина» для прогнозування забруднення сільськогосподарської продукції може стати базовим інструментом для вибору захисних заходів, планування їх ефективності та встановлення пріоритетів проведення.

Результати досліджень. Основними задачами при проведенні контрзаходів на радіоактивно забруднених територіях є отримання високої радіологічної, дозової та економічної ефективності контрзаходів і дотримання пріоритетів при їх плануванні [6]. Для їх виконання, враховуючи необхідність наукового обґрунтування захисних заходів, запропоновано алгоритм для планування агроеліоративних і агрохімічних контрзаходів на радіоактивно забруднених територіях (рис. 1).

На першому етапі здійснюється **комплексна радіоекологічна типізація території**. Дані загальнодержавної паспортизації підтвердили той факт, що щільність забруднення радіонуклідами поверхні не єдиний параметр, що визначає радіаційну небезпеку у разі радіаційних аварій, і в першу чергу її визначають екологічні особливості території [7]. В основу радіоекологічної типізації покладено особливості території, що безпосередньо впливають на формування дози опромінення населення: тип ґрунту, його агрохімічні властивості, тип землекористування з урахуванням виду культур [8]. Таким чином, на вибраній території виділяється обмежена кількість визначених за комплексом ознак об'єктів, яким надалі можна присвоїти певні радіоекологічні параметри.

Прогнозування концентрації радіонуклідів в сільськогосподарській продукції проводиться з використанням моделі довгострокової поведінки радіонуклідів в системі «ґрунт - рослина» [9, 10]. За допомогою моделі розраховуються коефіцієнти переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини:

$$TF(Sef, t) = TF(0,0) \cdot e^{-\lambda \cdot Sef} \left\{ (1 + 0.031 \cdot \ln(Sef)) \cdot e^{-0.31(1+Sef) \cdot t} + (-f \cdot \ln(Sef)) \cdot e^{-0.055(1-Sef) \cdot t} \right\} \quad (1)$$

де $TF(0,0)$ – екстрапольований на момент випадіння $t=0$ коефіцієнт переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини для ґрунту, в якому гіпотетично відсутні будь-які сорбційні процеси, що впливають на перерозподіл форм радіонуклідів в ґрунті; λ – реакція рослин на зміну агрохімічних властивостей ґрунту. Ці параметри не залежить від властивостей ґрунту і їх величини визначаються тільки біологічними особливостями рослин.



Рисунок 1 - Алгоритм планування меліоративних і агрохімічних контрзаходів на радіоактивно забруднених територіях

Вплив ґрунтових властивостей відображає параметр S_{ef} , який є комплексною оцінкою властивостей ґрунту і представляє ґрунт як трьохфазну систему. Мірою такої оцінки служить площа перерізу тривимірного простору з осями властивостей ґрунту: реакція ґрунтового розчину рН, вміст органічної речовини ОР і сума поглинених основ СПО [10]. Використання такого параметру дозволяє отримати значення концентрації радіонуклідів для конкретного виділеного за допомогою типізації об'єкту території з певними агрохімічними властивостями ґрунту.

Визначення необхідної ефективності контрзаходів показано на прикладі радіоактивно забрудненої після аварії на ЧАЕС території однієї з сільських рад Волинської області. На етапі комплексної радіоекологічної типізації для даної території виділено 9 топологічних одиниць: луки на алювіальних лучних ґрунтах, пасовища на торфовищах низинних, торфowo – болотних і дернових оглеєних ґрунтах, орні угіддя під зерновими на дерново – підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах, та під бульбами і коренеплодами на дерново – підзолистих піщаних, дерново – підзолистих суглинистих та торфowo – глеєвих ґрунтах. За даними про агрохімічні властивості виділених елементів розраховані значення комплексної оцінки властивостей ґрунту S_{ef} . З використанням даних про щільність забруднення території ($20 - 74 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$) отримано прогнозні значення питомої активності ^{137}Cs в сільськогосподарській продукції на другий рік після радіоактивних випадів. Такий прогноз може бути отриманий на весь післяаварійний період.

На рис. 2 показано величини перевищення концентрації радіонукліду в певній сільськогосподарській продукції у порівнянні з державними гігієнічними нормативами ДР -2006 на кожному з виділених об'єктів території. Фактично ці значення є необхідною ефективністю захисних заходів для отримання продукції з допустимим вмістом радіоцезію.

На наступному етапі проводиться **вибір захисних заходів** з необхідною ефективністю. В алгоритмі використовуються контрзаходи, що широко застосовувалися при виробництві продукції на радіоактивно забруднених угіддях і представлені в численних рекомендаціях після аварії на ЧАЕС [5, 11]. За допомогою концептуальної схеми моделі довгострокової поведінки радіонуклідів в системі «ґрунт - рослина», що базується на уявленнях про процеси перетворення форм радіонуклідів в ґрунті, проведено обґрунтування цих заходів. Прийнято, що радіонукліди, як і елементи живлення рослин, можуть перебувати у ґрунті у трьох формах: водорозчинній та іонообмінній – у складі мінеральних та органічних розчинних сполук ґрунтового розчину; обмінно сорбованій – на поверхні органічної речовини та твердої фази ґрунту; необмінній – фіксовані у міжпакетних просторах глинистих мінералів іони Cs^+ , іони Sr^{2+} , що входять до складу нерозчинних комплексних сполук і т.д.

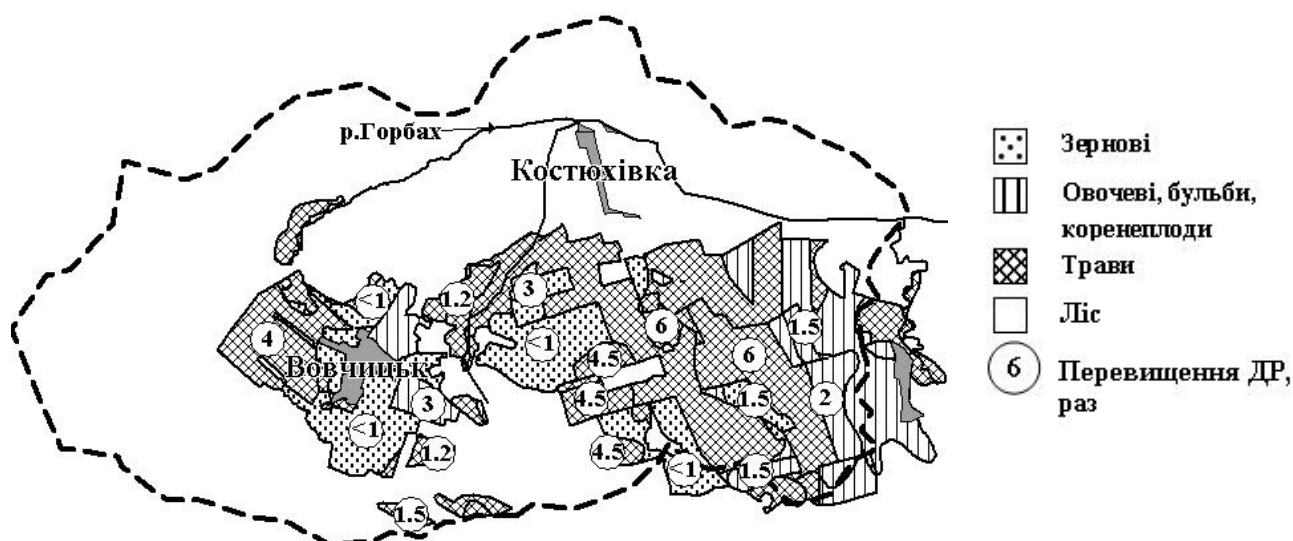


Рисунок 2 – Просторовий розподіл необхідної ефективності захисних заходів для дотримання ДР-2006

Рослинам доступні тільки поживні речовини і радіонукліди, що знаходяться в водорозчинній, або іонообмінній формі, інші форми недоступні і можуть засвоюватися тільки при мінералізації чи інших складних процесах перетворення в ґрунтово-вбирному (ГВК) комплексі. Схематичний аналіз поведінки іонів радіонуклідів у ґрунті при внесенні добрив і меліорантів дозволив виділити чотири основні процеси, що впливають на зміну величини накопичення радіонуклідів в сільськогосподарських культурах, зумовлених проведенням агрохімічних та агромеліоративних заходів на радіоактивно забруднених територіях.

До першої групи процесів відноситься *розбавлення концентрації радіонукліду в ґрунті* за рахунок дезактивації забрудненого шару чи перемішування забрудненого шару ґрунту під час оранки. Такі заходи мають високу ефективність у перший рік забруднення радіонуклідами. До наступної групи належать процеси під час яких відбувається *розбавлення концентрації радіонукліду в рослині* біомасою за рахунок збільшення необхідних для рослини елементів живлення в доступній формі у ґрунтовому розчині. Високу ефективність в такому випадку мають внесення мінеральних добрив у оптимальному для вирощування культур співвідношенні, або окремо кожного з елементів, а також внесення гною. Особливу увагу під час проведення таких заходів необхідно приділяти вибору виду та доз добрив чи меліорантів, оскільки можуть почати працювати інші процеси. *Конкуренція за місця сорбції на поверхні кореня* за рахунок збільшення у ґрунтовому розчині іонів мікроелементу – аналогу виникає при внесенні в ґрунт мікроелементів – аналогів радіонуклідів. Для ^{137}Cs – калієвих добрив, ^{90}Sr – вапна, чи інших комплексних добрив.

Особливе місце займають процеси *конкуренції за місця сорбції ГВК, що призводять до зміни концентрації іонів радіонуклідів в обмінній формі*. Ця група має 3 підгрупи. Такі захисні заходи, як наприклад, внесення амонійних добрив на кислих ґрунтах призводять до витіснення іонами NH_4^+ іонів Cs^+ з іонообмінних місць на поверхні твердої частини ґрунту в ґрунтовий розчин, що збільшує концентрацію іонів радіонукліду на поверхні кореня і перехід його в рослину. Вапнування кислих ґрунтів, навпаки, значно зменшує накопичення радіонуклідів рослинами, так як відбувається сорбція іонів радіонуклідів на поверхні твердої фази ґрунту за рахунок вивільнення місць, що займали іони водню. Внесення глинистих мінералів в ґрунт збільшує кількість місць селективної і високоселективної сорбції, що збільшує ймовірність іммобілізації (фіксації) радіонуклідів, і, внаслідок цього – зменшення накопичення їх рослинами.

Такий підхід до обґрунтування захисних заходів дає можливість вибрати найбільш оптимальний захисний захід для конкретних екологічних умов, або підібрати комплекс заходів, що мають різні механізми впливу на поведінку радіонуклідів у ґрунті та їх перехід в рослини.

Планування комплексу захисних заходів на заданій території представлено в табл. 1. В таблиці подана інформація про структурний елемент, на якому необхідно проводити контрзахід, та вид заходу, який може забезпечити необхідну радіологічну ефективність. При плануванні контрзаходів враховані дані про оптимальні норми мінеральних добрив та меліорантів на території з певними екологічними властивостями.

Таблиця 1 – План проведення захисних заходів на території Костюхнівської та Великоведмежської сільських рад Володимирецького району Рівненської області

№ поля	Тип природо-користування культура	Тип ґрунту	Необхідна ефективність контрзаходу	Вид контрзаходу	Можлива ефективність
2, 3	Пасовище	Торфовище низинне	6,0	Корінне поліпшення	4,0 - 16
5, 6, 7		Торфово - оглеєний	4,5		
12		Дерновий оглеєний	4,0		2,0 – 9,0
9, 10	Луки	Алювіальний лучний	1,5	Поверхнєве поліпшення	2,0 – 3,0
14	Бульби, коренеплоди	Торфово - оглеєний	3,0	$N_{60}P_{90}K_{120}$	1,5 – 3,0
1		Дерново – підзолистий піщаний	2,0	$N_{60}K_{120}$, Вапно 2,4 т·га ⁻¹	1,5 – 2,0
4		Дерново – підзолистий суглинистий	1,5	K_{120} , Вапно 2,4 т·га ⁻¹	1,5 – 2,0
8, 11, 13	Зернові	Дерново – підзолистий піщаний і супіщаний	Без перевищення ДР-2006	-	-

Представлена схема проведення контрзаходів дає можливість визначитися з пріоритетами. Для цього, окрім радіологічної ефективності, повинна виконуватися умова оптимальної економічної ефективності. Її виконання забезпечується мінімізацією матеріальних витрат на проведення захисного заходу для досягнення необхідної радіологічної ефективності, а також отримання прибутку від підвищення урожайності сільськогосподарських культур.

Висновки. Розроблений алгоритм дозволяє оптимізувати процес планування контрзаходів у просторі і часі та підвищити ефективність їх проведення в разі викидів радіонуклідів. Основним інструментом такого підходу є кінетична модель поведінки радіонуклідів в системі «ґрунт - рослина», що дозволяє прогнозувати забруднення сільськогосподарської продукції і оцінити бажану ефективність захисних заходів для отримання екологічно чистої продукції.

Список літератури

1. Пристер Б.С., Алексахин Р.М. Радиационная защита населения – уроки Кыштымской и Чернобыльской аварий // XXXVI радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В.М.Клечковскому. Под ред. Р.М.Алексахина. – М., 2008. – С. 47 – 75.
2. Пристер Б.С., Ключников А.А., Шестопалов В.М., Кухарь В.П. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля. Под ред. Пристера Б.С. – Чернобыль: Ин-т проблем безопасности АЭС, 2013. – 200 с.
3. Prister B.S., Perepelyatnikov G.P., Perepelyatnikova L.V. Countermeasures used in the Ukraine to produce forage and animal food products with radionuclide levels below intervention limits after the Chernobyl accident // The Science of the Total Environment. – 1993. - № 137. – P. 183 – 198.
4. Зубец М.В., Пристер Б.С., Алексахин Р.М., Богдевич И.М., Кашипаров В.А. Актуальные проблемы производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения ЧАЭС // 36. доповідей міжн. конф. «Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього». – К, 2011. – С. 36 – 40.
5. Пристер Б.С., Алексахин Р.М., Бебешко В.Г. и др. Чернобыльская катастрофа: Эффективность мер защиты населения, опыт международного сотрудничества // Под ред. академ. УААН Пристера Б.С. – К.: ЦТИ «Энергетика и электрификация», 2007. – 100 с.
6. Концепція ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях і їх комплексної реабілітації на період 2000 – 2010 р. // Під ред. Пристера Б.С. – К.: Світ, 2000. – 48 с.
7. Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2001 – 2004 р. Під ред. Ліхтарьова І.А. Збірник 10. - К.: МОЗ України, 2001. – 62 с.
8. Виноградская В.Д., Тищенко О.Г. Принципы и этапы радиоэкологической типизации загрязненных после чернобыльской аварии территории с использованием модели поведения радионуклидов в системе «почва - растение» // 36. матеріалів н. – пр. конф. «Радіоекологія – 2013. Чорнобиль – Фукусіма. Наслідки». - Київ, 25 – 27 квітня, 2013. - С. 55 – 56.

9. Prister B.S., Baryakhtar V.G., Perepelyatnikova L.V., Vinogradskaja V.D. etc. Experimental Substantiation and Parameterization of the Model Describing ^{137}Cs and ^{90}Sr Behavior in a Soil-Plant System // J. of Env. Sci. and Poll. Res. - 2003, Special Issue No 1. - P. 126 - 136.
10. Пристер Б.С., Виноградская В.Д. Кинетическая модель поведения ^{137}Cs в системе «почва - растение», учитывающая агрохимические свойства почвы // Проблемы безопасности атомных электростанций и Чернобиля. – 2011. – Вип. 16. – С. 151 – 161.
11. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період (Рекомендації) // За заг. ред. академ. УААН Пристера Б.С. – К.: Атіка, 2007. – 196 с.

УДК 577.391

ЧАСТОТА ПРОЯВУ ЦИТОГЕНЕТИЧНИХ ПОРУШЕНЬ ПРИ ХРОНІЧНОМУ ОПРОМІНЕННІ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

Бондар Юлія Олегівна

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Зону відчуження АЕС можна охарактеризувати як зону, забруднену радіонуклідами, розпорошеними в результаті вибуху реактора Чорнобильської АЕС. Вплив радіонуклідів на людину і навколишнє середовище має комплексний характер: зовнішнє опромінення, внутрішнє опромінення внаслідок інкорпорування радіонуклідів, інтоксикація через інкорпорування токсичних речовин. При вивченні наслідків аварії на Чорнобильській АЕС фундаментальним є питання про інтенсивність опромінення рослин, тварин, людини, тобто дозових навантажень, обумовлених як внутрішнім, так і зовнішнім опроміненням [1].

В перші місяці після аварії зовнішнє опромінення рослин поєднувалось з аплікаційним та внутрішнім, зумовленим позакореневим поглинанням численних нуклідів, потім виокремилось хронічне опромінення (зовнішнє – γ -випромінювання і внутрішнє – ^{137}Cs та ^{90}Sr , яке спричиняє більш потужний ефект, ніж гостре) [2-4].

На забруднених територіях, особливо в ближній 10-кілометровій зоні ЧАЕС, у багатьох видів рослин спостерігали пригнічення росту окремих органів і рослин в цілому. Це супроводжувалось зниженням інтенсивності фотосинтезу, транспірації, синтезу окремих метаболітів, зокрема багатьох білків, та інших процесів. Відмічали і пригальмовування розвитку рослин – затримка настання окремих фаз онтогенезу, збільшення тривалості вегетаційного періоду [5].

Пригнічення процесів росту та розвитку рослин помітне і зараз, особливо у хвойних порід, що ростуть на місці похованого «Рудого лісу», де рівні питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в рослинах досягають сотень і тисяч кБк/кг, відповідно.

У багатьох деревних рослин, що проростають у 30-ти кілометровій зоні Чорнобильської АЕС, особливо у сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.), яка не тільки належить до найбільш радіочутливих рослин, але і є основним лісоутворювальним видом зони відчуження, спостерігається нині велика кількість радіобіологічних ефектів як детермінованих, так і стохастичних. Характерним проявом, який в майбутньому може призвести до появи генетичних ефектів, є цитогенетичні порушення, насамперед хромосомні аберації, в мітотичних клітинах рослин. Частота прояву цих ефектів корелює з рівнями радіоактивного забруднення дерев і на території ПТЛРВ «Рудий ліс» досягає досить високого показника – 34% аберантних клітин [6].

Небезпека внаслідок хронічного опромінення насамперед визначається зростанням негативного генетичного вантажу у видових популяціях і активною реакцією, спрямованою на зменшення частоти появи ушкоджень геному. Серед віддалених радіобіологічних процесів у рослин спостерігаються як безпосередні стохастичні ефекти дії радіації, так і прояви протирадіаційної активності клітин і видових популяцій у цілому [7]. Тому, довготривалі дослідження цитогенетичних порушень в мітотичних клітинах рослин є актуальними.

Матеріали і методи. Базовим полігоном для проведення досліджень був пункт тимчасової локалізації радіоактивних відходів «Рудий ліс» (біля 1.5 км на захід від ЧАЕС), де питомі активності ^{90}Sr і ^{137}Cs у деревах істотно варіювали в залежності від конкретних умов проростання. В якості додаткових полігонів були обрані соснові насадження такого ж віку (18-20 років) поблизу с. Копачі (5

км на південь від ЧАЕС) та поблизу м. Іванків (біля 40 км на південь від ЧАЕС), розміщені за межами зони відчуження.

З контрольних дерев періодично відбиралися узагальнені проби хвої 1-го та 2-го років, пагонів, гілок та бруньок з трьох гілок, розміщених у нижній, середній та верхній частині крони, кора, луб та деревина відбиралися на двох висотах даного дерева. Для проведення цитогенетичних досліджень відбирали шишки з обраних модельних дерев.

Активності ^{137}Cs вимірювали на гамма-спектрометрі ADCAM-300, а ^{90}Sr визначали за стандартною радіохімічною методикою з вимірюванням препаратів на бета-спектрометрі СЕБ-001 (Україна). Для цитогенетичних досліджень використали методику одержання давлених препаратів кореневих меристем рослин та їх аналіз анафазо-телофазним методом [8] за допомогою мікроскопу Axioskop 40/40 FL Carl Zeiss (Німеччина).

Результати досліджень та їх обговорення. Докладна інформація щодо розподілу радіонуклідів у деревах та їх сезонної динаміки викладена в попередній нашій роботі [9]. Дозові навантаження на верхівкову меристему соснових дерев були розраховані за допомогою розробленої в УкрНДІСГР НУБіП України дозиметричної моделі [3].

Дослідження кількості хромосомних аберацій в апікальній меристемі насіннєвих проростків рослин сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) проводились у два етапи. Перший етап проводився впродовж 2005-2008 рр., другий етап складався з опрацювання насіннєвого матеріалу, зібраного у 2010 р. та у 2011 р.

У результаті цитогенетичного аналізу було виявлено підвищену кількість аберацій в апікальній меристемі насіннєвих корінців у зразках, відібраних на всіх трьох полігонах.

Найбільша кількість абераційних змін (75-95% від загальної кількості аберацій) у верхівковій меристемі насіннєвих проростків першого етапу була представлена фрагментами, при цьому спостерігалася тенденція до зростання їх внеску в загальну кількість аберацій зі збільшенням дозового навантаження, тоді як внесок інших видів мутацій зменшувався. Відносна кількість аберацій корелювала з рівнями радіоактивного забруднення дерев і її можна ранжувати так: «Рудий Ліс» > «Копачі» > «Іванків».

В мітотичних клітинах другого етапу (2010 р.) розподіл кількості різних видів абераційних порушень змістився в бік збільшення внеску містків і подвійних містків, а саме в порівнянні з 2008 р. (4%) їх кількість зросла більше ніж удвічі (9,5%).

У дослідних зразках, які були відібрані у 2011 р. тенденція попереднього року збереглась, кількість фрагментів складала 85,3%, містків – 12,7%, а подвійних містків – 2%.

На експериментальних полігонах «Копачі» і «Іванків» наші дослідження виявили зовсім протилежну тенденцію, на обох майданчиках з часом внесок фрагментів у загальну кількість абераційних змін зростав, для «Іванків» цей показник змінився з 85% до 100%, а для «Копачі» – з 84% до 92%.

У мітотичних клітинах проростків насіння, відібраного на першому етапі, було виявлено, що відсоток абераційних анафаз в 2–3 рази був нижчий, ніж відповідний для абераційних телофаз у зразках із «Рудого лісу». Ці показники для полігону «Копачі» майже не відрізнялися. У контрольного зразка кількість абераційних анафаз була вищою за відповідну величину у телофаз. Слід зазначити, що відсоток абераційних анафаз слабо зростав зі збільшенням забруднення дерев, тоді як для абераційних телофаз і аботелофаз частота на майданчику «Рудий Ліс» у 2-3 рази перевищувала частоту для майданчика «Копачі» й у 4 рази – частоту для майданчика «Іванків».

В таблиці 1 наведені середні значення по всіх експериментальних полігонах за два етапи досліджень.

Таблиця 1. Середні значення кількості абераційних змін в клітинах апікальної меристеми рослин сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) експериментальних полігонів

Полігон	Кількість абераційних клітин								
	% телофаз			% анафаз			% аботелофаз		
	2008 рік	2010 рік	2011 рік	2008 рік	2010 рік	2011 рік	2008 рік	2010 рік	2011 рік
«Рудий ліс»	30,5	28,2	40,2	15,8	23,3	34,4	28,7	29,1	40,0
«Копачі»	12,9	26,4	-	10,6	16,7	-	12,7	25,8	-
«Іванків»	7,3	27,0	-	11,2	20,0	-	7,7	26,3	-

На експериментальному полігоні «Рудий ліс» загальна кількість мітотичних клітин з хромосомними аберациями з 2008 р. по 2010 р. майже не змінилась, проте збільшився внесок порушень у анафазі. У дослідних зразках, які були відібрані у 2011 р., суттєво зріс відсоток клітин з хромосомними перебудовами і досяг 40%, при цьому внесок змін в анафазних клітинах зменшився і досяг рівня 2008 року.

Кількість аберацийних клітин на експериментальному майданчику «Копачі» в порівнянні з 2008 р. у 2010 р. зросла вдвічі, а на полігоні «Іванків» – втричі. Причиною значного зростання цитогенетичних порушень на цих ділянках може бути зростання внеску ^{90}Sr в загальне опромінення рослин, який поступово вивільняється з паливних частинок, що потрапили у навколишнє середовище в результаті аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 році. Відсоток аберантних анафаз у 2008 р. був нижчий за відповідний для аберантних телофаз у апікальних клітинах рослин сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.), ця тенденція збереглась і у 2010 році. Дослідження насіння, відібраного на майданчику «Іванків», показали, що внесок аберацийних анафаз з роками зменшився.

Висновки

Проведені нами з 2008 р. по 2011р. дослідження частоти прояву цитогенетичних порушень у рослин сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) при хронічному зовнішньому та внутрішньому опроміненні в зоні відчуження Чорнобильської АЕС виявили неухильну динаміку зростання цього показника на експериментальних полігонах з різними рівнями радіоактивного забруднення. Це пояснюється тим, що не зважаючи на характер опромінення, зовнішнє чи внутрішнє, хронічний вплив іонізуючого випромінювання у сосни звичайної призведе до значного збільшення прояву нестохастичних та стохастичних ефектів, яке може спричинити пригнічення популяції чи навіть випадіння виду з екосистеми.

Бібліографія

1. Некоторые результаты и проблемы экспериментальной ретроспективной дозиметрии в зоне отчуждения ЧАЭС / В. Г. Баряхтар, А. А. Бугай, В. А. Гайченко [и др.] // Проблемы Чорнобильської зони відчуження. – 1995. – Вип. 2 – С. 113–120.
2. Гродзинський Д. М. Віддалені радіобіологічні наслідки хронічного опромінення біоти в зоні впливу чорнобильської катастрофи / Д. М. Гродзинський // Чорноб. наук вісник. Бюл. екол. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2006. – № 2 (28). – С. 5–12.
3. Гродзинський Д.М. Модифікація віддалених наслідків хронічного опромінення / Д. М. Гродзинський // Чорноб. наук вісник. Бюл. екол. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2009. – № 1 (33). – С. 24–32.
4. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи / [Д. М. Гродзинський, М. Т. Гуца, О. Д. Дмитрієв та ін.]. – К. : Наук. думка, 2008. – 373 с.
5. Гродзинский Д. М. Радиационное поражение растений в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / Д. М. Гродзинский, И. Н. Гудков // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46, № 2. – С. 189–199.
6. Бондар Ю. О. Дозове навантаження при опроміненні сосни звичайної в зоні відчуження Чорнобильської АЕС / Ю. О. Бондар // Вісник аграрної науки. – 2009. – № 3. – С. 77–78.
7. Гродзинский Д. М. Радіобіологічні та радіоекологічні дослідження Чорнобильської катастрофи вченими НАН України / Д. М. Гродзинский, О. Ф. Дембовецький, О. М. Левчук, Ф. Н. Пацюк // Вісник НАН України. – 2012. – № 2. – С. 30–40.
8. Паушева З. П. Практикум по цитологии растений / Паушева З. П. – Москва : Агропромиздат, 1988. – 271 с.
9. Йощенко В. І. Річна динаміка питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr в штучних соснових насадженнях Чорнобильської зони відчуження / В. І. Йощенко, Ю. О. Бондар // Науковий вісник НАУ. – 2008. – Вип. 118. – С. 222–227.

ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ РЕЧОВИН У НАДЗЕМНІЙ МАСІ ТА БУЛЬБАХ РОСЛИН ТОПІНСОНЯШНИКА В УМОВАХ ПРАВОБЕРЕЖНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Д.Б. Рахметов, Волощук В.П., Рибак О.М.

На даний момент в розвитку сільського господарства України відбувається впровадження інновацій. Це пов'язано з тим що землі, на яких раніше вирощувались сільськогосподарські культури на даний час відновлюються після багаторічного пустування. В край важливим є вирощування рослин, які не потребують великих економічних затрат, не чутливі до факторів навколишнього середовища, родючих властивостей ґрунтів та збагачують їх поживними речовинами. Важлива роль належить інтродукції рослин. Інтродукція рослин – це збагачення рослинних ресурсів та введення в культуру рослин, які до даного часу не зростали на певній території та природно історичному районі [9, 10, 12].

В результаті аварії на Чорнобильській атомній електростанції постраждала велика кількість населених пунктів на території України та за її межами. Також більш, як 3,5 млн. га сільськогосподарських угідь віднесено до забруднених територій [1, 3, 4]. Радіоактивні речовини, які потрапили в атмосферу в результаті аварії з часом випали на поверхню землі. Таким чином кількість їх у сільськогосподарських об'єктах може різнитись та змінюватись залежно від погодних умов, ґрунтового покриву, хімічних та фізичних властивостей радіонуклідів. Потрапляють шкідливі речовини до рослин різними шляхами. Вони можуть поглинатись рослинами з ґрунту та повітря [1].

Надходження радіоактивних речовин до рослин з повітря може відбуватись в період їх випадання, тоді як з ґрунту, а саме корінням, відбувається протягом тривалого часу [2].

Під часу аварії на ЧАЕС в ґрунт випала значна кількість радіоактивних елементів основними якими є ^{137}Cs та ^{90}Sr , які стали причиною радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь Полісся України. На даний час щільність забруднення ^{137}Cs ґрунтів є високою і тому існує небезпека використання цих земель для користування.

Більша частина території Полісся зайнята дерново-підзолистими ґрунтами, які характеризуються властивостями, що впливають на швидке переміщення радіонуклідів з ґрунту у рослину. Рослини мають здатність по різному накопичувати в собі радіоактивні речовини. Тому важливо перед вирощуванням сільськогосподарських культур на забрудненій території звернути увагу на їх здатність вбирати в себе шкідливі речовини або навпаки [14]. Значна кількість інтродукованих рослин мають властивість в незначних кількостях накопичувати радіоактивні речовини на забруднених територіях.

Серед численних генетичних експериментів цікавим є схрещування соняшника бульбистого з соняшником, що було проведено в Україні та на Північному Кавказі майже одночасно. Створений новий міжвидовий гібрид отримав назву топінсоняшник (*Helianthus tuberosus* L. $\times$ *H. annuus* L.) [11].

Топінсоняшник характеризується цінним біохімічним складом. Як надземна маса, так і бульби топінсоняшника вирізняються високим вмістом сухої речовини, протеїну, БЕР, ліпідами, клітковиною, золою тощо [13].

Важливим та актуальним зараз є зменшення шкідливих речовин в рослинницькій продукції. Серед безлічі апробованих культур найбільш прийнятним виявився соняшник бульбистий та топінсоняшник. Вони мають властивість майже не накопичують нітратів, важких металів та радіонуклідів. Що дає змогу використовувати їх продукцію на корм та харчові цілі [6].

Мета дослідження. Встановити особливості накопичення радіоактивних речовин у надземній масі та бульбах рослин топінсоняшника в умовах Правобережного Полісся України.

Методика досліджень.

З 2009 року в Народицькому районі Житомирської області на дерново-підзолистих ґрунтах виконувалися польові дослідження з вивчення біологічних особливостей та технології вирощування топінсоняшника. Вміст гумусу в орному шарі становив 1,3 %, рН – 5,0. Середньорічна температура повітря – 6,4–6,6 °С (січня –5,6–6,0 °С, липня – +18,2–18,4 °С).

Загальна площа ділянки 38 м², повторність – чотириразова. Бульби висаджували у різні строки: у III декаді квітня; II декаді травня; III декаді травня; II декаді червня та у I декаді липня. Спосіб садіння бульб - 70×20 см, 70×35 см та 70×50 см. У дослідженнях топінсоняшника використовували с. Старт.

Дослідження проводили відповідно до “Методики полевого опыта” [5], “Методи агрохімічних досліджень” [7] та до Методики визначення продуктивності фотосинтезу [8]. Площу листкової поверхні рослин і чисту продуктивність фотосинтезу (г/м² за добу) визначали за методикою А.А.Ничипоровича (1972).

Результати досліджень.

За роки дослідження було виявлено, що накопичення надземної маси та бульб топінсоняшника ¹³⁷Cs варіювалось залежно від щільності забруднення ґрунту, а також від внесення мінеральних та органічних добрив (рис.1). Також були значні відмінності в накопиченні цезію по структурі рослин. Найбільша питома активність ¹³⁷Cs спостерігається в листі. Як було сказано внесення добрив займає важливе місце для переходу шкідливих радіоактивних речовин особливо ¹³⁷Cs з ґрунту в рослину. У варіанті контроль (без добрив) в середньому за роки дослідження питома активність ¹³⁷Cs становить 384,4 Бк/кг, де коефіцієнт переходу становить 0,43. З внесенням мінеральних добрив у дозі N₆₀P₆₀K₆₀ питома активність – 345,9 Бк/кг, а коефіцієнт переходу з ґрунту 0,38.

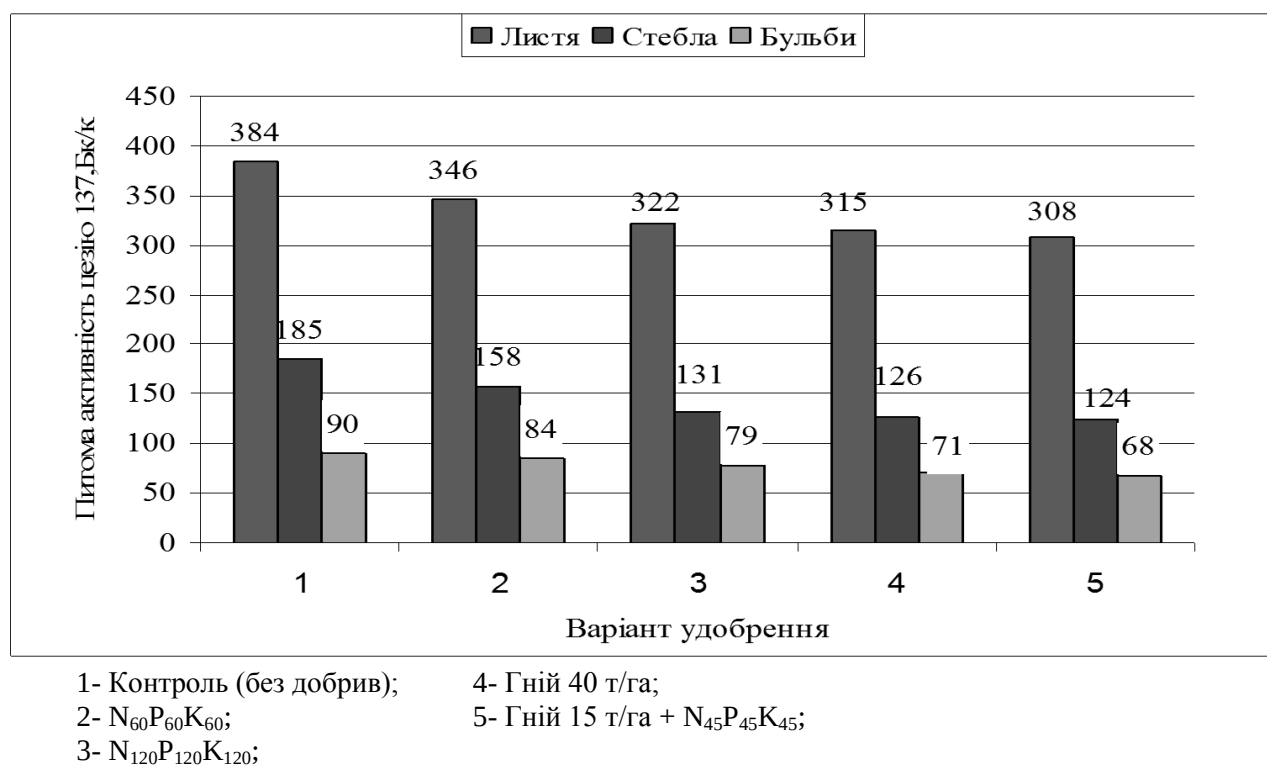


Рис. 1. Накопичення ¹³⁷Cs по структурі рослин топінсоняшника залежно від внесення мінеральних та органічних добрив, середнє за 2009-2011 рр.

Зі збільшення доз мінеральних, органічних добрив та їх комплексного внесення показники зменшуються. Найменшою питома активність є у варіанті гній 15 т/га та N₄₅P₄₅K₄₅ – 308,0 Бк/кг, за максимального мінерального удобрення N₁₂₀P₁₂₀K₁₂₀ й внесенні гною 40 т/га становить 321,6 й 315,2 Бк/кг. Коефіцієнт переходу відповідно – 0,34, 0,35 та 0,36.

Найменше накопичення ¹³⁷Cs в надземній масі топінсоняшника у стеблі. Як і в листі найбільша питома активність є у варіанті контроль (без добрив) – 184,9 Бк/кг з коефіцієнтом переходу 0,21. Були свої відмінності залежно від удобрення ґрунту й у дозі N₆₀P₆₀K₆₀; та N₁₂₀P₁₂₀K₁₂₀, де активність становить 158,1 й 130,9 Бк/кг. Найменшою вона є за удобрення гною 40 т/га та комплексу гній 15 т/га й N₄₅P₄₅K₄₅ – 125,6 та 123,8 Бк/кг. Відповідно коефіцієнт переходу становить 0,18, 0,14, 0,14 та 0,13. В даному випадку найменшим є 0,13 за комплексного удобрення органічних та мінеральних добрив.

Крім надземної маси топінсоняшника також накопичення цезію відбувається бульбами, але на відміну від стебел та листя дані показники менші. Максимальна питома активність є у варіанті контроль (без добрив), а мінімальна спостерігається, як і в надземній масі за комплексного удобрення – 89,5 та 67,8 Бк/кг за коефіцієнту переходу 0,099 й 0,075. В інших варіантах удобрення питома

активність становить 84,1, 78,7, 71,2 Бк/кг відповідно за доз мінеральних добрив $N_{60}P_{60}K_{60}$; $N_{120}P_{120}K_{120}$ та гною 40 т/га, а коефіцієнт переходу – 0,093, 0,087 та 0,079.

Отже, топінсоняшник володіє одною з унікальних властивостей накопичувати в незначних кількостях радіоактивний ^{137}Cs . Крім того з внесенням різних доз добрив накопичення з ґрунту ^{137}Cs істотно зменшується. Це дає зробити висновок, що внесення добрив позитивно впливає не тільки на збільшення врожайності рослин, але й сприяє меншому накопиченню радіонуклідів у рослинницькій продукції.

Урожайність надземної маси та бульб топінсоняшника змінюється залежно від строків, схеми садіння та внесенні добрив. Кращий строк садіння за якого рослини топінсоняшника забезпечують максимальну врожайність зеленої маси та бульб є третя декада квітня з внесенням мінеральних добрив у дозі $N_{120}P_{120}K_{120}$ за схеми садіння 70×20 см. Врожайність відповідно становить 76,3 та 57,0 т/га. У контролі (без добрив) – 61,4 й 43,8 т/га.

Висновки

Згідно проведених досліджень з особливостей накопичення радіоактивних речовин у надземній масі та бульбах рослин топінсоняшника слід відмітити, що найбільша питома активність ^{137}Cs є в листі. При внесенні добрив значною мірою спостерігається зниження рівня радіоактивних речовин по всій структурі рослин. У варіанті контроль (без добрив) в середньому за роки дослідження питома активність ^{137}Cs становить 384,4 Бк/кг. З внесенням мінеральних добрив у дозі $N_{60}P_{60}K_{60}$; питома активність – 345,9 Бк/кг. Найменше накопичення ^{137}Cs в надземній масі топінсоняшника у стеблі. Як і в листі найбільша питома активність є у варіанті контроль (без добрив) – 184,9 Бк/кг. Найменшою вона є за удобрення гною 40 т/га та комплексу гній 15 т/га й $N_{45}P_{45}K_{45}$ – 125,6 та 123,8 Бк/кг. Крім надземної маси топінсоняшника також накопичення цезію відбувається бульбами, але на відміну від стебел та листя дані показники істотно зменшуються. Максимальна питома активність є у варіанті контроль (без добрив), а мінімальна спостерігається, як і в надземній масі за комплексного удобрення відповідно – 89,5 та 67,8 Бк/кг

Список літератури

1. Базилевская Н.А. Теория и методы интродукции растений / Н.А. Базилевская. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1964. – 131 с.
2. Базилевская Н.А. Теория и методы интродукции растений: История и методы сбора исходного материала / Н.А. Базилевская. – Рига: Изд-во Латв. ун-та, 1982. – 103 с.
3. Гродзгиский Д.М. Парадигми сучасної радіобіології / А.М. Гродзгиский // «Парадигми сучасної радіобіології. Радіаційний захист персоналу об'єктів атомної енергетики» 27 вересня – 1 жовтня 2004 р. Частина 2. Парадигми сучасної радіобіології. – Чорнобиль, 2005. – С. 1-8.
4. Гудков І.М. Контрзаходи в агропромисловому виробництві на забруднених радіонуклідами територіях, як основа протирадіаційного захисту населення / І.М. Гудков // збірник доповідей учасників п'ятої Міжнародної наукової конференції. – 2006. – 228 с.
5. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта / Доспехов Б.А. – М.: Агропромиздат, 1985. – 351 с.
6. Кочнев Н.К. Топинамбур – биоэнергетическая культура XXI века / Н.К. Кочнев, М.В. Калиничева. – М.: Типография "Арес", 2002. – 76 с.
7. Лісовал А.П. Методи агрохімічних досліджень / Лісовал А.П. – К.: Вища шк., 2001. – 245 с.
8. Ничипорович А.А. Фотосинтез и урожай / Ничипорович А.А. – М.: Знание, 1966. – 48 с.
9. Рахметов Д.Б. Інтродукція рослин та біоконверсія землеробства Полісся / Д.Б. Рахметов., Фещенко В.П. – К.: ДРУК, 2006. – 148 с.
10. Рахметов Д.Б. Теоретичні та прикладні аспекти інтродукції рослин в Україні / Д.Б. Рахметов. – К.: Аграр Медіа Груп, 2011. – 398 с.
11. Редкие растения (топинсолнечник). – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [<http://www.argo-shop.com.ua/article-7369.html>].
12. Сукачев В.Н. Основы лесной типологии и биогеоценологии / В.Н. Сукачев – [Избр. труды в 3-х томах]. – Л.: Наука, 1972. – Т.1. – 417с.
13. Утеуш Ю.А. Кормові ресурси флори України / Ю.А. Утеуш, М.Г. Лобас. – К.: Наук. думка, 1996. – 218 с.
14. Фесенко С.В. Оценка периодов полуснижения содержания ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почв луговых экосистем / С.В. Фесенко, С.И. Спиридонов, Н.И. Санжанов и др. // Радиационная биология. Радиоэкология.-М.: Наука. – 1997. – Т.37. – В.2. – С. 267-280.

РОЛЬ ОВОЧЕВИХ КУЛЬТУР У ФОРМУВАННІ ДОЗ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ ЛЮДИНИ ІОНІЗУЮЧОЮ РАДІАЦІЄЮ

Гаврилюк А.В., Бортнік А.М.

Поліська дослідна станція ННЦ „ІГА імені О.Н. Соколовського”

Постановка задачі. Аварія на Чорнобильській АЕС спричинила екологічно несприятливі умови життєдіяльності населення, яке зазнає опромінення впродовж усіх років після катастрофи.

Основні площі (біля 90 %) ґрунтів, які забруднені радіоактивними речовинами географічно відносяться до зони Українського Полісся. Регіон Полісся – це 20 % території України, більше 15 % сільськогосподарських угідь, 13% орних земель. Рослини є найважливішою ланкою більшості біологічних ланцюгів, по яких мігрують радіонукліди в природі, і первинною ланкою харчових ланцюгів, визначаючи надходження радіонуклідів в організм тварин і людини.

Методологія. Дослідження по вивченню накопичення радіонуклідів овочевою продукцією на різних типах ґрунтів в умовах радіоактивного забруднення проводились на базі Поліської дослідної станції Національного наукового центру «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» впродовж 28 років на землях Волинської області (Камінь-Каширського, Любешівського та Маневицького районів).

Елементи новизни. Нині до 70-95 % дози опромінення іонізуючою радіацією людина тримає за рахунок внутрішнього опромінення довгоживучих інкорпоративних радіонуклідів цезію (Cs-137), стронцію (Sr-90) і плутонію (Pu-238-240), які надходять в організм людини з продуктами харчування, значна частка серед яких є продукцією рослинництва [1].

Забруднення рослинницької продукції радіонуклідами при надходженні із ґрунту в рослину в значній мірі визначаються властивостями ґрунту, які обумовлюють їх поглинання і закріплення, а саме: дослідженнями [2, 3] встановлено, що основними властивостями ґрунту, що обумовлюють перехід радіонуклідів з ґрунту у рослини є:

- мінералогічний склад ґрунту. Склад ґрунтових мінералів впливає не тільки на абсолютне значення ємності поглинання ґрунту, але й на міцність утримання іонів мінералами ґрунту. Входячи в кристалічну ґратку мінералу, Cs-137 не може витіснятися іонами Н, Na, Ca, Mg, Ba, тому що внаслідок великого діаметру вони не можуть зайти в міжпакетний простір, що свідчить про високу утримуючу здатність мінералів, особливо групи монтморилоніту та гідролуд.

- гранулометричний склад ґрунту. Чим більше в ґрунті мінералів тонкодисперсних фракцій (що характерно для глинистих ґрунтів), тим вища механічна й фізична вбирна здатність ґрунтів, тим більша частка радіоактивних елементів сорбується ними, і тим менша кількість радіонуклідів буде засвоюватися кореневою системою рослин;

- кислотність ґрунту. На кислих ґрантах радіонукліди надходять в рослини в значно більших кількостях, ніж на слабо кислих, нейтральних або слабо лужних;

- хімічний склад ґрунту. Cs-137 є нуклідом лужного елементу і поведінка його у ґрунті суттєво залежить від присутності калію (K^+) і амонію (NH_4^+), які як неізотопні носії радіоактивного цезію впливають на його розподіл між рідкою та твердою фазами ґрунту: із збільшенням їх концентрації знижується засвоєння Cs-137 твердою фазою ґрунтів.

- органічна складова ґрунту. Поглинання Cs-137 органічною частиною ґрунту залежить не тільки від вмісту гумусу, а і від його якісного складу. Встановлено, що Cs-137 характеризується кращим зв'язком з гуміновими, ніж з фульвокислотами. Деякі компоненти гумусу містять функціональні групи, які здатні утворювати координаційні зв'язки з іонами Cs-137 (розчинні комплексні сполуки). Так, частина ґрунтових комплексотворювачів має досить високу розчинність, утворення комплексів призводить до переходу в розчин раніше адсорбованих форм радіонукліду, а звідси, до більш швидкої їх міграції;

- вологість ґрунту. Вплив вологи на міграцію радіонуклідів має свої особливості: оптимальне забезпечення вологою в процесі онтогенезу рослин мінімізує надходження радіонукліду в урожай. На надмірно зволжених угіддях природних сіножатей і пасовищ травостої завжди будуть забрудненіші радіонуклідами, ніж сухостійні ділянки;

- конкуруючі елементи. Присутність у ґрунті елементів-конкурентів спричиняє конкуренцію радіоактивним іонам, тобто чим вищий вміст калію в ґрунті відносно Cs-137, тим менша його кількість буде засвоюватися кореневою системою рослини. Аналогічна залежність відзначається для Ca і Sr-90.

На забруднених територіях Полісся вирощування продукції проводиться в основному на дерново-підзолистих ґрунтах, які характеризуються низьким вмістом гумусу, основних елементів живлення та кислою реакцією ґрунтового розчину, а також на торфо-болотних з високим вмістом органічної речовини (від 20 до 60%), низьким забезпеченням глинистими мінералами, слюдами і мулистою фракцією, періодичним підтопленням. Всі ці фактори забезпечують високий коефіцієнт переходу радіонуклідів з ґрунту в продукцію.

Відомо, що хімічні елементи цезій і стронцій, які окремі вчені відносять до мікроелементів, не відіграють суттєвої ролі у забезпеченні певних життєвих процесів у рослинах, в порівнянні з іншими мікроелементами (залізо, мідь, цинк, марганець, літій). Вони надходять у рослину «помилково» разом зі своїми аналогами – елементами, відповідно, першої і другої груп періодичної системи, серед яких найбільш біологічно важливими є калій і кальцій. Саме тому здатність рослин до накопичення Cs-137 визначається їх потребою у калії, а Sr-90 – у кальції.

З овочевих культур, які складають значну частку в раціоні людини найбільше накопичують Sr-90 коренеплоди і бульбоплоди. За їх відносною часткою в раціоні перше місце займають картопля і буряк столовий. Суттєва частка належить моркві й капусті. У відносно великих кількостях ці овочеві культури накопичують Cs-137, утворюючи в порядку зменшення кількості таку низку: капуста→буряк столовий→салат→морква→картопля→огірок→гарбуз→помідор [4].

Велике значення при засвоєнні радіонуклідів рослинами має розподіл їх по окремих органах: при надходженні через кореневу систему у ланцюжку коріння – стебло – листя – плід часто спостерігається закономірність – чим далі від джерела надходження знаходиться орган, тим менше у ньому накопичується радіонуклідів. Так, зерно злаків, зернобобових культур може містити у 5–10 разів менше Sr-90 і в декілька разів менше Cs-137, ніж солома. Саме тому, незважаючи на те, що хліб та крупи складають значну частку харчового раціону мешканця України, з ними надходить порівняно невелика кількість радіонуклідів. Виняток складає гречка, зерно якої накопичує до 30 % калію і, відповідно, може нагромаджувати значну кількість Cs-137, але частка її в раціоні людини, зазвичай, незначна [5, 6].

Цього, на жаль, не можна сказати про «другий хліб» – картоплю, яка у раціоні жителів України, і особливо Полісся – найзабрудненішої радіоактивними речовинами території конкурує з хлібом, а також буряк та моркву столові, які серед коренеплодів займають перші місце по площах вирощування [7].

Бульби – це видозмінене стебло, яке формується в ґрунті, а тому до 50 % радіонуклідів надходить до них не тільки через кореневу систему, а й безпосередньо з ґрунту шляхом дифузії через шкірку. Відома калієфільність картоплі та буряку сприяє тому, що їх органи (бульби, коренеплоди) можуть накопичувати у підвищених кількостях Cs-137, загалом внесок цих овочів у дозу внутрішнього опромінення людини може досягати 30-40 % [8].

Крім того, слід зазначити що нині відбувається перерозподіл внеску в дозове внутрішнє навантаження від Cs-137, що отримується за рахунок м'яса та овочів, це пов'язано зі зміною раціону харчування жителів Поліського регіону. Економічні умови призвели до того, що нині населення дедалі більше використовує продукцію власного виробництва, а скорочення фінансування на проведення контрзаходів зумовило зростання забруднення і відповідно – надходження радіонуклідів в організм людини [9].

Активність добового раціону людини за Cs-137 та Sr-90 не повинна перевищувати відповідно 210 і 35 Бк/добу. З погляду накопичення радіоцезію картопля й овочі не становлять значної небезпеки, але якщо брати до уваги частку їх у продуктах харчування, то їх внесок у формування дози може бути істотним. Тому при одержанні врожаю овочів не можна заспокоюватись тим, що рівень їх забруднення радіонуклідами відповідає Державним гігієнічним нормативам (ДР-2006), тобто Cs-137 у бульбах нижче 60 Бк/кг Cs-137 та Sr-90 нижче 20 Бк/кг, у коренеплодах відповідно – 40 та 20 Бк/кг [10]. Рівні забруднення ними у доаварійний період не перевищували 0,6 Бк/кг за рахунок так званих «глобальних випадін», тобто радіонуклідів, що випали внаслідок випробувань атомної зброї у 40–60 роки минулого століття. Тому, мінімізація, переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, тобто блокування їх руху на початковій і найвідповідальнішій ланці їх трофічного ланцюжка – одне з головних завдань системи ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами угіддях [11].

Висновок. В залежності від властивостей ґрунту, ступеня його забруднення, видів рослин, що вирощуються, шляхів використання врожаю застосовують загальноприйняті і спеціальні заходи, які суттєво зменшують вміст радіонуклідів у продукції рослинництва. Зазвичай виділяють п'ять основних комплексних систем зниження надходження радіонуклідів у рослини: прийоми обробітку

грунту, застосування хімічних меліорантів та добрив, підбір складу рослин у сівозміні, зміни у режимі зрошення і застосування спеціальних речовин та засобів. Застосування добрив на забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угіддях є одним із основних і найефективніших контрзаходів, що забезпечують формування високих урожаїв сільськогосподарських культур, знижуючи коефіцієнти переходу радіонуклідів з ґрунту у вирощену продукцію, що в свою чергу дасть можливість зменшити дозове внутрішнє навантаження.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Пристер Б.С. Взаимодействие радионуклидов в почве // Основы сельскохозяйственной радиологии [науч. ред. Б.С. Пристер, Н.А. Лошилов, О.Ф. Немец и др.]. – К.: Урожай, 1991. – С. 217–242.
2. Снижение содержания радиоактивных веществ в продукции растениеводства: [рекомендации / науч. ред. Т.А. Тихонов]. – М.: Агропромиздат, 1989. С. 3–4.
3. Корнеев Н.А. Поступление радиоактивных веществ в сельскохозяйственные растения // Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства / Н.А. Корнеев. – М.: Колос, 1977. – С. 56–77.
4. Наукове забезпечення сталого розвитку сільського господарства Лісостепу [електронний ресурс]. – Київ, 2004. – Т. 2.: <http://www.nauu.kiev.ua/book/index.html>.
5. Гудков И.Н. Предотвращение поступления накопления радиоактивных веществ в продуктах сельского хозяйства // Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии / И.Н. Гудков. – К.: УСХА, 1991. – С. 207–242.
6. Пристер Б.С. Радиопротекторні властивості сапропелю / Б.С. Пристер, М.П. Грабовський, М.Й. Шевчук // 36. наук. статей і доповідей: Використання нетрадиційних сировинних ресурсів у сільському господарстві. – Луцьк: Надстир'я, 1997. – С. 107–111.
7. Теслюк П.С. Поживна цінність бульб // Картопля: годує, лікує / П.С. Теслюк, А.П. Новосельська, Г.В. Булботько, Л.П. Теслюк. – Київ: Кий, 1999. – С. 17–28.
8. Гродзинський Д.М. Радиобіологічні ефекти у рослин на забрудненій радіонуклідами території // Чорнобиль. Зона відчуження / Д.М. Гродзинський, І.М. Гудков – К.: Наук. Думка, 2001. – С. 325–377.
9. Паньковська Г.П. Овочі в харчовому раціоні як джерело формування дози внутрішнього опромінення населення Полісся / Г.П. Паньковська, М.Д. Кучма // Агроекологічний журнал. – 2009. – Червень (спец.вип.). – С. 244–247.
10. Гудков І.М. Роль овочів у формуванні доз внутрішнього опромінення людини іонізуючою радіацією / І.М. Гудков // Овочівництво і баштанництво – № 47. – 2002. – С. 252–259.
11. Алексахин Р.М. Поступление радионуклидов в растения из почвы // Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, Н.А. Корнеева. – М.: Экология, 1991. – С. 54–78.

УДК 612.014.46/48:577.213/121.7

ВПЛИВ ФРАКЦІОНОВАНОГО ОПРОМІНЕННЯ ТА ОКСИДІВ АЗОТУ НА РІСТ І РОЗВИТОК ПЕРЕЩЕПЛЕНИХ ПУХЛИН У ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ТВАРИН

Ганжа О. Б., Главін О. А., Дружина М. О., Маковецька Л. І., Михайленко В. М.

Інститут експериментальної патології, онкології і радіобіології ім. Р.Є. Кавецького НАН України

На сьогодні гострої актуальності набуває дослідження комбінованої дії іонізуючих випромінювань (ІВ) та оксидів азоту (ОА) як найпоширеніших антропогенних забруднювачів довкілля, особливо враховуючи той факт, що існує кореляція між ростом забруднення навколишнього середовища канцерогенними факторами фізичної і хімічної природи та збільшенням онкологічного ризику.

Відомо, що дія ушкоджуючих чинників і розвиток ряду патологій реалізуються шляхом зміни інтенсивності вільнорадикального пероксидного окиснення у тканинах живих організмів [1–6]. Порушення балансу між процесами утворення реактивних форм кисню (РФК) та функціонуванням антиоксидантної системи є основним механізмом розвитку оксидативного стресу в клітинах [7–10], що регулює пухлинний ріст за рахунок розвитку пухлинної нестабільності, активації онкогенів та

впливу на ангіогенез. Високий рівень утворення РФК та персистентний оксидативний стрес визнано характерною рисою пухлинних клітин як *in vitro*, так і *in vivo*.

Представлена робота проведена з метою дослідження впливу окремої і сумісної дії ІВ та ОА на ріст і розвиток перещепленої карциноми Герена (КГ).

Матеріали і методи дослідження

Дослідження проведені на білих нелінійних самцях-щурах вагою 120–150 г розведення віварію ІЕПОР НАНУ за умов вільного доступу до їжі та води. Процедури з експериментальними тваринами здійснювали згідно «Положення про використання тварин в біомедичних дослідках» [11].

Щури були розподілені на 4 групи: 1 – інтактні щури, яким через 30 діб після отримання було перещеплено КГ (контроль - КГ); 2 – тварини, які зазнавали інгаляційного впливу ОА протягом 30 діб із перещепленням КГ після закінчення останньої інгаляції (ОА + КГ); 3 – тварини, що зазнавали фракціонованого впливу ІВ протягом 30 діб із перещепленням КГ після останнього опромінення (ІВ + КГ); 4 – щури, які знаходились в умовах комбінованої дії ОА та ІВ із перещепленням КГ після закінчення останньої інгаляції ОА (ОА + ІВ + КГ).

Оцінку росту пухлин проводили за розмірами пухлинного вузла (об'єм у см³ з 5-ї по 18-ту добу після перещеплення КГ).

Фракціоноване рентгенівське опромінення проводили на апараті РУМ-17: по 0,1 Гр 10 сеансів кожні три доби, сумарна поглинута доза становила 1,0 Гр. Інгаляційну затравку щурів ОА проводили у герметичній камері об'ємом 100 л, в яку подавали очищений газоподібний NO при інтенсивному перемішуванні з повітрям всередині камери. Подачу повітря здійснювали зі швидкістю, що забезпечувала у камері 3-разовий газообмін за годину.

Вільнорадикальні процеси в системі крові визначали за рівнем генерації супероксидного аніон-радикала в суспензії клітин кісткового мозку [12], змінами каталазної активності [13] та рівнем прооксидантно-антиоксидантного співвідношення із використанням хемілюмінесцентного (ХЛ) методу [14]. Статистичну обробку результатів проводили за стандартними методиками з використанням t-критерію Стьюдента [15].

Результати та їх обговорення

Як попередня інгаляція ОА, так і опромінення тварин призводило до значної інтенсифікації росту пухлин, особливо за дії ІВ – у 2,2 раза перевищення розмірів пухлин на 18-ту добу (закінчення експерименту), порівняно з контрольною групою (рис. 1). Слід зазначити, що на 12-ту добу росту КГ (перший термін відбору зразків для аналізів) різниця в розмірах пухлин по групах була менш виражена – збільшення об'єму в 1,4–1,8 раза. За умов комбінованої дії ОА та ІВ не спостерігали сумарії окремого впливу цих факторів на швидкість росту КГ. Розміри пухлин, навпаки, були меншими, ніж за окремої дії ІВ або ОА, а відмінності від контрольної групи знаходились на рівні тенденції. Дослідження пухлин із використанням моделі ступінчатого росту (функція гіперболічного тангенсу) показало, що для групи ІВ + КГ очікується їх більш швидкий та пролонгований період росту.

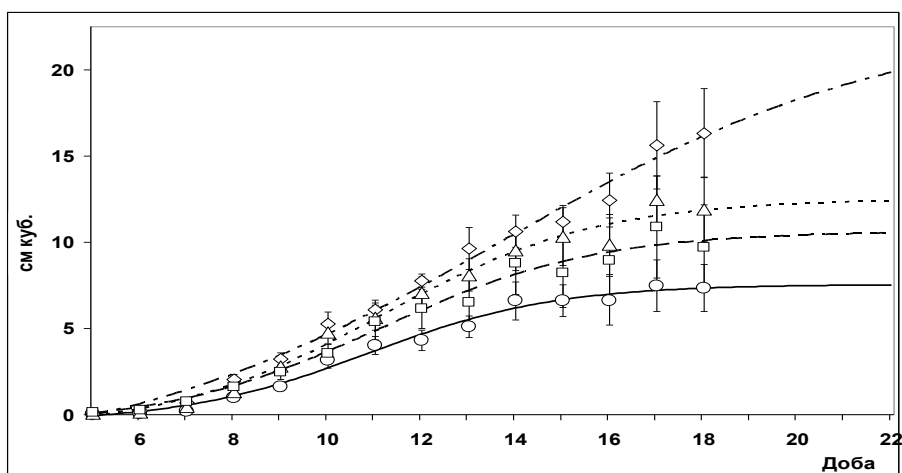


Рис. 1. Ріст КГ після впливу на тварин ОА та ІВ. Результати вимірювань розмірів пухлин: ○ – КГ, △ – ОА + КГ, ◇ – ІВ + КГ, □ – ОА + ІВ + КГ; модельні криві росту пухлин: — – КГ, ●●● – ОА + КГ, —●— – ІВ + КГ, — — — – ОА + ІВ + КГ

Радіаційне опромінення та надходження в організм екзогенних ОА призводить до утворення в тканинах додаткової кількості вільних радикалів, що індукує оксидативний стрес. Тому для з'ясування ролі цього механізму в зазначених ефектах досліджували вільнорадикальні процеси у тканинах тварин.

Тривалий курс ОА, ІВ та ОА + ІВ призводив до інгібування напрацювання супероксидного аніон-радикала в клітинах кісткового мозку (рис. 2) на 88, 74 і 63 % ($P \leq 0,05$), відповідно. Найбільш глибокі порушення відбувались внаслідок інгаляції ОА. ПерещеПЛення КГ і формування пухлини також супроводжувалось зменшенням рівня супероксиду в ККМ майже в 2 рази (12 і 18-а доба, $P \leq 0,05$).

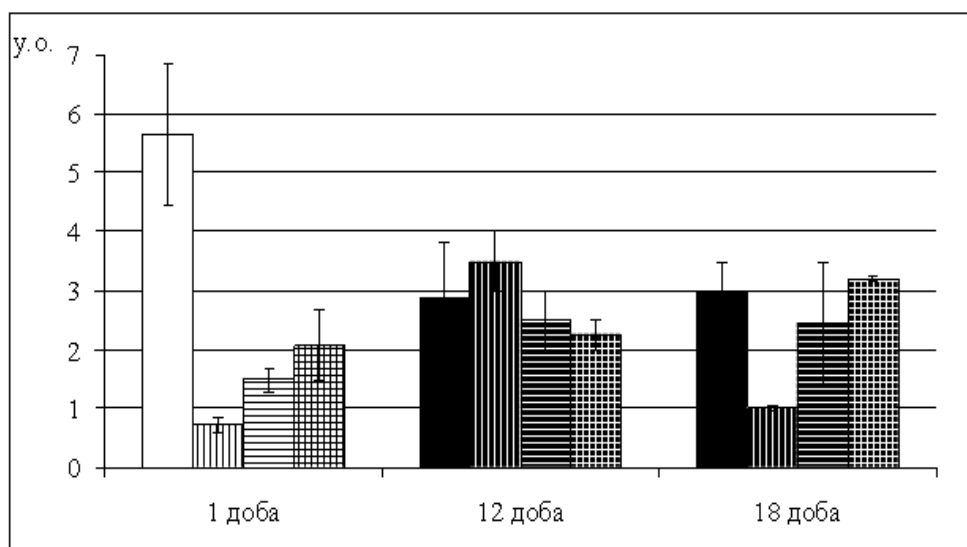


Рис. 2. Інтенсивність генерації супероксидного аніон-радикала у ККМ інтактних щурів та щурів, яким перещеПЛена КГ, після фракціонованого впливу ОА, ІВ та ОА + ІВ: □ – інтактні тварини; ▨ – ОА; ▤ – ІВ; ▩ – ОА + ІВ; ■ – КГ; ▤ – ОА + КГ; ▨ – ІВ + КГ; ▩ – ОА + ІВ + КГ

Попередній курс ОА та перещеПЛення КГ стимулювали напрацювання супероксиду (12-а доба), порівняно як із розвитком КГ, перещеПЛеної інтактним тваринам (на 20 %, $P \leq 0,1$), так і з її формуванням після курсу ОА (у 5 разів, $P \leq 0,05$). Аналогічні зміни рівня супероксиду спостерігали і в групах тварин із перещеПЛеною КГ на фоні дії ІВ та ОА + ІВ. Проте їх рівні були нижчі (лише у 1,67 та 1,08 раза, відповідно; $P \leq 0,05$), ніж у випадку з групою тварин, яких піддавали інгаляціям ОА та ІВ.

На 18-ту добу рівень напрацювання супероксиду в ККМ у групах ОА + КГ та ОА + ІВ + КГ проявляв різноспрямовану тенденцію: у 1-му випадку інтенсивність напрацювання досягала мінімальних значень, які співмірні із величинами інгібування генерації супероксиду після курсу ОА; у 2-му випадку відмічали інтенсифікацію утворення супероксиду на 42 % ($P \leq 0,05$), порівняно з 12-ою добою. У той же час, ріст КГ на фоні курсу ІВ на 18-ту добу не впливав на інтенсивність генерації супероксиду в ККМ, порівняно з 12-ою добою.

Таким чином, вплив зазначених чинників, перещеПЛення тваринам на їх фоні КГ, а також ріст і формування КГ, перещеПЛеної інтактним тваринам, характеризуються значним (у середньому в 2–3 рази) зниженням генерації супероксиду в ККМ, що може свідчити про зниження інтенсивності окисного метаболізму у відповідь на тривалу дію ОА та ІВ. Це зумовлюється як створенням гіпоксичних умов (тривала інгаляція ОА), так і реакцією-відповіддю (адаптацією) до генерації РФК опроміненням.

Курс ОА призводив до тривалого зниження рівня вільнорадикальних процесів, що визначався за світлосумою світіння гемолізатів, із відновленням на 18-ту добу після припинення інгаляцій ОА (рис. 3 А). Очевидно, це зумовлено пристосуванням організму до гіпоксичних умов експерименту.

Тривала фракціонована дія ІВ також викликала зниження (на рівні тенденції) пероксидних процесів у системі крові з їхньою нормалізацією на 12 і 18-ту добу (рис. 3 Б).

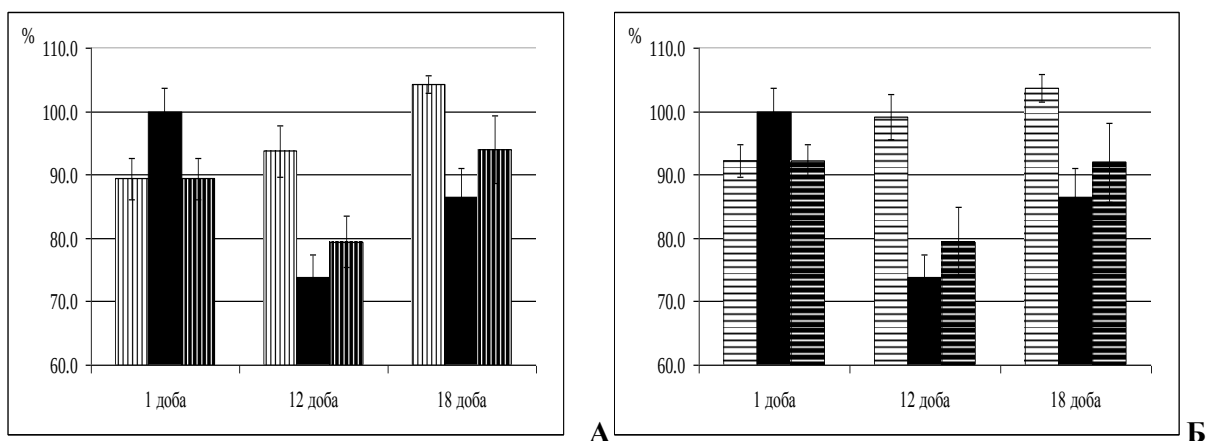


Рис. 3. Світлосума світіння гемолізатів інтактних щурів та щурів, яким перещеплена КГ, після фракціонованого впливу ОА (А) та ІВ (Б), (100 % – контроль); А: □ – ОА; ■ – КГ; ▨ – ОА + КГ; Б: □ – ІВ; ■ – КГ; ▨ – ІВ + КГ

За сумісної дії ОА та ІВ (рис. 4) відмічали таку ж тенденцію до зменшення світлосуми світіння на 1-шу добу, як і за дії інших чинників, із подальшим відновленням на 12 і 18-ту добу.

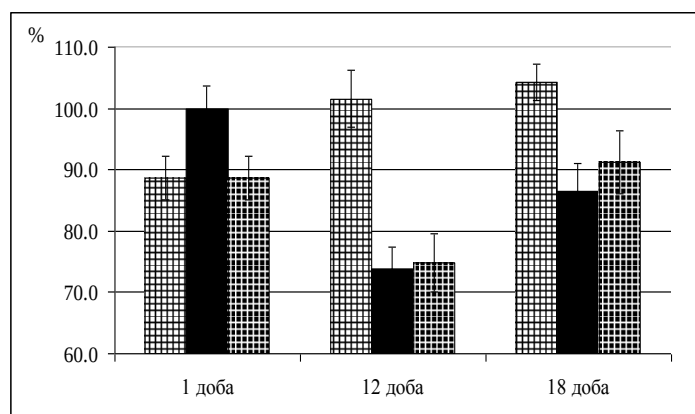


Рис. 4. Світлосума світіння гемолізатів інтактних щурів та щурів, яким перещеплена КГ, після фракціонованого впливу ОА + ІВ (100 % – контроль): ▨ – ОА + ІВ; ■ – КГ; ▩ – ОА + ІВ + КГ

Такі зміни інтенсивності вільнорадикального пероксидного окиснення є наслідком двох механізмів: зниження парціального тиску кисню у тканинах завдяки його заміщенню ОА при інгаляціях та генерації РФК завдяки радіолізу води. У результаті збільшується вірогідність взаємодії ОА із супероксидом із утворенням пероксинітриду.

У всіх досліджуваних групах тварин продукти розвитку КГ викликали зниження виходу квантів світла в ХЛ-реакції крові (на 21–26 %, 12-а доба; на 6–14 %, 18-а доба). Це може бути пов'язано як із безпосереднім впливом цих чинників на генерацію квантів світла, так і на гальмування ними вільнорадикальних процесів, що є яскравою демонстрацією взаємозв'язку (взаємовідношення) «пухлина–організм». Попередні тривалі впливи ОА і ІВ та їх сумісна дія до перещеплення КГ суттєво не впливали на цей процес, про що свідчить динаміка ХЛ-реакції у групах тварин, які не зазнавали попередньої дії досліджуваних чинників (група тварин із перещепленою КГ).

Ферменти антиоксидантного захисту є найбільш вагомим засобом утримання пероксидних процесів у тканинах організму в межах фізіологічної норми. Серед них ключовим є каталаза. Тривала дія ОА викликала збільшення каталазної активності у крові до 116 % (рис. 5 А). У подальшому цей показник на 12 і 18-ту добу мав, відповідно, значення 83 та 86 %. Але ці дані достовірно не відрізнялись від норми. Тобто, каталазна активність у крові щурів після дії ОА швидко нормалізувалась.

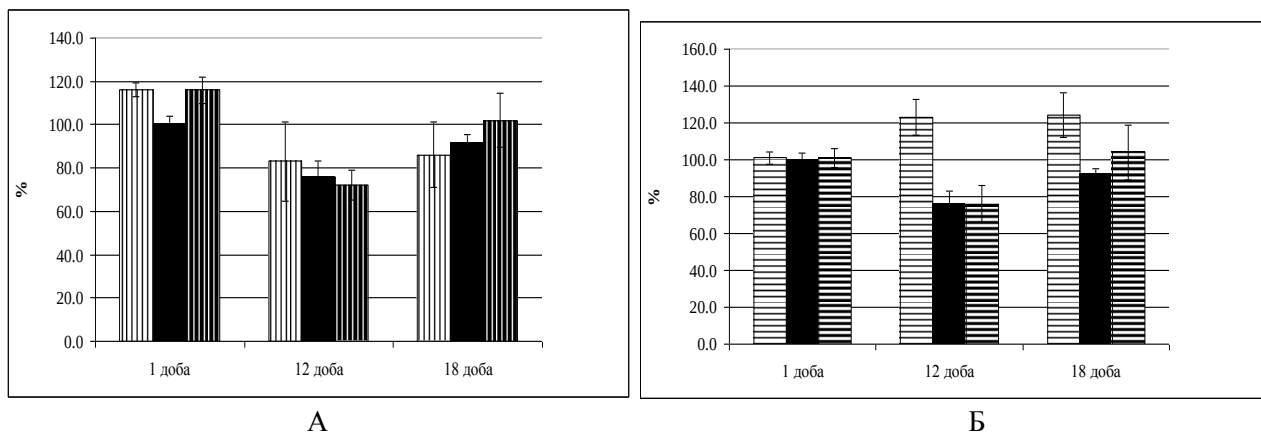


Рис. 5. Каталазна активність у крові інтактних щурів та щурів, яким перещеплена КГ, після впливу ОА (А) та ІВ (Б), (100 % – контроль); А: □ – ОА; ■ – КГ; ▨ – ОА + КГ; Б: □ – ІВ; ■ – КГ; ▨ – ІВ + КГ

Фракціоноване опромінення (рис. 5 Б) також не викликало суттєвих змін каталазної активності у крові, що свідчить про достатню потужність ферменту нівелювати надлишок вільних радикалів, індукованих ІВ після кожного сеансу опромінення. Проте, ці сеанси фракціонованого опромінення індукували збільшення фонду каталази у крові як формування адаптивної реакції на тривало діючий чинник, що і спостерігали на 12 та 18-ту добу. Такий механізм досить інерційний і, очевидно, пов'язаний із надходженням у периферичну кров молодих еритроцитів із більшим вмістом у них каталази.

Сумісна дія ОА та ІВ (рис. 6) стимулювала генерацію каталази у крові до 141 %, що перевищує сумарне значення її активності за окремої дії зазначених чинників.

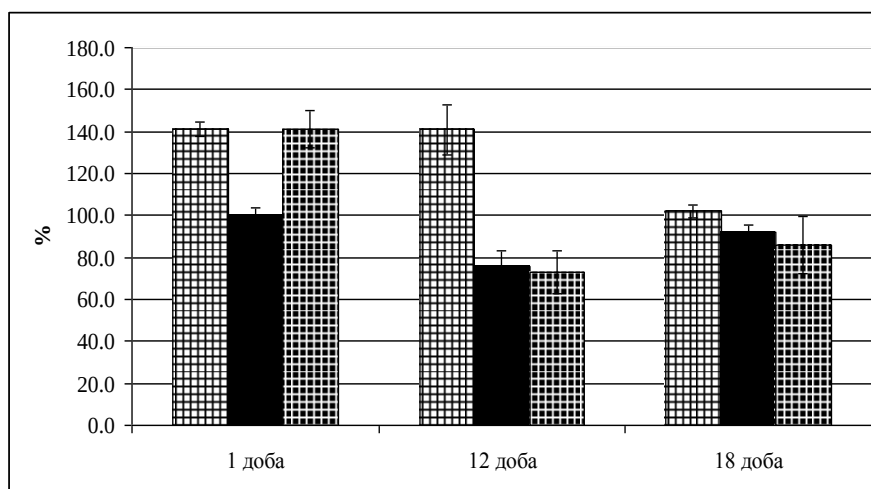


Рис. 6. Каталазна активність у крові інтактних щурів та щурів, яким перещеплена КГ, після впливу ОА + ІВ, (100 % – контроль): ▨ – ОА + ІВ; ■ – КГ; ▩ – ОА + ІВ + КГ

При цьому домінуючий вплив зумовлювала тривала дія ОА. У наступні терміни спостереження (12 і 18-а доба) зміни каталазної активності були аналогічними динаміці активності цього ферменту після опромінення.

Таким чином, вплив чинників зовнішнього середовища (ІВ та ОА) призводить до порушення окисних процесів в організмі тварин, що сприяє росту і розвитку пухлин.

Висновки

Тривала дія малих доз іонізуючої радіації та екзогенних оксидів азоту значно прискорює ріст карциноми Герена. Дія факторів навколишнього середовища викликає порушення окисного метаболізму, що йде двома шляхами: переважно із генерацією у тканинах реактивних форм кисню (опромінення) або з утворенням пероксинітриту (оксиди азоту). Розвиток оксидативного стресу свідчить про підвищення канцерогенного ризику за умов комбінованої дії оксидів азоту та іонізуючих випромінювань.

Список литературы

1. Valko M., Leibfritz D., Moncol J. et al. Free radicals and antioxidants in normal physiological functions and human disease // *Int J Biochem Cell Biol.* – 2007. – Vol. 39, No 1. – P. 44 – 84.
2. Ortega Á. L., Mena S., Estrela J.M. Oxidative and Nitrosative Stress in the Metastatic Microenvironment // *Cancers.* – 2010. – No. 2. – P. 274–304.
3. Dhalla N. S., Temsah R. M., Netticadan T. Role of oxidative stress in cardiovascular diseases // *J. Hypertens.* – 2000. – Vol. 18. – P. 655–673.
4. Sayre L. M., Smith M. A., Perry G. Chemistry and biochemistry of oxidative stress in neurodegenerative disease // *Curr. Med. Chem.* – 2001. – No. 8. – P. 721–738.
5. Dalle-Donne I., Rossi R., Colombo R. et al. Biomarkers of oxidative damage in human disease // *Clin. Chem.* – 2006. – Vol. 52. – P. 601–623.
6. Кислородно-перекисный механизм канцерогенеза и модификация ДНК / М. Б. Лю, И. С. Подобед, А. К. Едыгенова, Б. Н. Лю // *Успехи современной биологии.* – 2005. – Т. 125, № 2. – С. 179–188.
7. Orrenius S. Reactive oxygen species in mitochondria-mediated cell death / S. Orrenius // *Drug Metab.* – 2007. – Vol. 39, No 2. – P. 443–455.
8. Opara E. C. Oxidative stress / E. C. Opara // *Dis. Mon.* – 2006. – Vol. 52, No 5. – P. 183–198.
9. Андреев А. Ю. Метаболизм активных форм кислорода в митохондриях / А. Ю. Андреев, Ю. Е. Кушнарева, А. А. Старков // *Биохимия.* – 2005. – Т. 70, № 2. – С. 246–264.
10. Droge W. Free radicals in the physiological control of cell function / W. Droge // *Physiol. Rev.* – 2002. – Vol. 82. – P. 47–95.
11. Етика лікаря та права людини: положення про використання тварин у біомедичних дослідках // *Експерим. та клін. фізіологія та біохімія.* – 2003. – Т. 22, № 2. – С. 108–109.
12. Liochev S. I. Lucigenin (Bis-N-methylacridinium) as a Mediator of Superoxide Anion Production / Liochev S. I., Fridovich I. // *Archives of Biochemistry and Biophysics.* – 1997. – Vol. 337, № 1. – P. 115–120.
13. Корольюк М. А. Метод определения активности каталазы / Корольюк М. А, Иванова Л. И., Майорова И. Г. // *Лабораторное дело.* – 1988. – № 1. – С. 16–19
14. Хемилюминесценция крови при радиационном воздействии / Я. И. Серкиз, Н. А. Дружина, А. П. Хриенко и др. – К.: Наукова думка, 1989. – 176 с.
15. Лакин Г. Ф. Биометрия / Лакин Г. Ф. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.

УДК 616-006.446:616.155

ЛЕЙКОЗЫ, АССОЦИИРОВАННЫЕ С ДЕЙСТВИЕМ РАДИАЦИИ

Д.Ф. Глузман, Л.М. Складенко, С.В. Коваль, Н.К. Родионова, М.П. Завелевич, Т.С. Ивановская,
Н.И. Украинская, Л.Ю. Полудненко

Институт экспериментальной патологии, онкологии и радиобиологии им. Р.Е. Кавецкого

НАН Украины

К числу важных отдаленных последствий действия ионизирующей радиации относится повышенный риск возникновения лейкозов и солидных опухолей (рак щитовидной железы, легкого, молочной железы и др.) [1]. Частота индукции различных форм лейкозов обусловлена видом ионизирующего излучения, равномерностью облучения, мощностью и величиной поглощенной дозы при однократном или продолжительном воздействии, распределением радионуклидов в костном мозге и других тканях.

Известно, что основной канцеро- и лейкомоидный эффект связан с техногенными источниками радиации, которые созданы человеком, поэтому риск развития радиационно-ассоциированных опухолей и лейкозов оценивают, основываясь на результатах эпидемиологических исследований значительных контингентов людей, связанных с источниками излучения, которые используются с диагностическими или терапевтическими целями в медицине, подвергающихся воздействию ионизирующей радиации в процессе производственной деятельности (рабочий персонал ядерных

предприятий) или когорт населения, пострадавших в результате выпадения радиоактивных осадков при ядерных испытаниях [2]. К этому следует добавить ряд аварий на объектах ядерной промышленности в разных странах (Роки-Флетс, штат Колорадо, США; АЭС «Три-Майл-Айленд», штат Пенсильвания, США; Виндскейл, Великобритания; Кыштым, Челябинская область, РФ). При этом речь чаще идет о достаточно значительной дозе облучения, полученной за короткий промежуток времени.

В то же время риск развития онкогематологических заболеваний, связанных с длительным действием малых доз ионизирующей радиации, остается дискуссионным и на сегодняшний день и рассматривался лишь в ряде работ. В частности, это касалось работников ядерной индустрии [3], населения, проживающего в загрязненном радионуклидами регионе р. Теча на Южном Урале [4].

Задачей настоящего исследования является установление связи риска развития онкогематологических заболеваний с действием ионизирующей радиации на основе сравнения показателей заболеваемости и смертности от различных форм лейкозов в группах больных, подвергавшихся и не подвергавшихся облучению. В этом плане чрезвычайно важен анализ полученных данных об изучении заболеваемости и смертности от лейкозов в многочисленных группах людей, пострадавших в результате атомных бомбардировок в Хиросиме и Нагасаки в 1945г. и в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986г.

Пересмотр ранее диагностированных форм лейкозов на основе современных классификаций позволяет установить формы и цитологические варианты лейкозов, ассоциированные с непосредственным действием малых доз радиации на клетки-мишени (полипотентные стволовые кроветворные клетки и их ближайшие потомки - кроветворные клетки-предшественники различного происхождения). Полученные данные можно будет сравнить с частотой тех или иных форм спонтанных лейкозов. Подобный подход будет также способствовать поиску возможных молекулярно-генетических маркеров тех или иных разновидностей радиационно-индуцированных лейкозов.

Наибольший интерес для нас представляет сравнительный анализ частоты возникновения различных форм лейкозов у жителей Хиросимы и Нагасаки, выживших после острого гамма-нейтронного облучения и участников ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, облучение которых в диапазоне малых доз происходило на протяжении недель или месяцев после радиационного воздействия. Изучение природы и основных форм онкогематологических заболеваний, возникающих в этих крупных когортах, на протяжении соответственно 60 и 30 лет чрезвычайно важно в плане познания механизмов радиационного лейкемогенеза.

Когорта жертв атомных бомбардировок в Японии на 1 октября 1950г. включала 93741 человек - жителей Хиросимы и Нагасаки, подвергавшихся облучению в различных дозах, которые были установлены в соответствии с последней системой дозиметрии, и 26580 резидентов, находившихся вне этих городов в момент взрывов [5]. В группе из 93741 пострадавших в течение указанного периода (51 год) были диагностированы различные формы онкогематологических заболеваний. Избыточное количество радиационно-индуцированных лейкозов наблюдалось уже спустя 2 года, а пик заболеваемости - на 7-8 году после бомбардировки. Известно, что в соответствии с последними данными, основанными на длительном изучении последствий воздействия радиации, риск возникновения избыточного числа онкогематологических заболеваний сохраняется на протяжении 55 и более лет после облучения [6-7]. Относительный риск развития лейкозов прямо пропорциональный дозе радиации, пришедшейся на костный мозг. Для случаев заболеваний, диагностированных в Японии в 1950-1987гг., эта связь была особенно выраженной для хронического миелолейкоза (ХМЛ) и острого лимфобластного лейкоза (ОЛЛ). Было подтверждено также наличие радиационно-ассоциированных острых миелоидных лейкозов (ОМЛ) [1,8].

В целом, частота радиационно-ассоциированных лейкозов была выше у подвергшихся облучению в молодом или детском возрасте. Японские данные показали различия в уровне связи между воздействием излучения (кривые доза-эффект), полом и возрастом у больных с основными формами радиационно-индуцированных лейкозов (ХМЛ, ОЛЛ, ОМЛ) [9].

Для ОЛЛ риск был выше при облучении в детском возрасте и уменьшался со временем. При ХМЛ риск также уменьшался в течение последующего периода, но при этом возраст во время воздействия не имел существенного значения. Кривая доза-эффект при ОМЛ (в отличие от ОЛЛ и ХМЛ) в меньшей степени зависела от возраста и срока, прошедшего после облучения.

В Государственном регистре Украины на 1 января 2011г. числилось 2,2 миллиона людей, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС. Среди них было более 260 тыс. ликвидаторов последствий аварии со средними дозами облучения 18,5 сГр и 11,2 сГр в 1986г. и 1987г.

соответственно [10]. Опухолевые заболевания кроветворной и лимфоидной тканей были диагностированы у 117 ликвидаторов (в 69 случаях - лейкозы, у 34 пациентов — неходжкинские лимфомы, у 8 — множественная миелома, у 2 — миелодиспластический синдром и у 4 — миелопролиферативные заболевания неклассифицируемые). Показатель избыточного относительного риска при этом составил 0,60 на 10 сГр. Соответствующий показатель для лейкозов (исключая хронический лимфолейкоз, ХЛЛ) был равен 0,50.

Результаты совместного украинско-американского исследования по типу случай-контроль, охватывавшего 110645 ликвидаторов из Чернобыльского государственного регистра Украины показали, что до 2000г. лейкозы были диагностированы у 101 ликвидатора, в том числе ХЛЛ - у 49 больных, ОЛЛ — у 4, ОМЛ — у 6, у 9 — острый лейкоз без уточнения цитологического варианта заболевания, ХМЛ — у 15 пациентов, множественная миелома — у 8, МДС — у 6 и редчайший из лейкозов - лейкоз из больших гранулодержающих лимфоцитов (БГЛ) - у 4 больных. Было установлено развитие ХЛЛ в более молодом возрасте, чем у не подвергавшихся облучению, его изначально более агрессивное течение и устойчивость к стандартной терапии [11].

Итоги недавно проведенных исследований [12] подтвердили, что длительное воздействие малых доз радиации приводят к увеличению риска возникновения лейкозов у ликвидаторов, сопоставимому с наблюдающимися у переживших атомную бомбардировку в Японии. Результаты исследования подтвердили также ранее полученные данные о связи ХЛЛ с радиационным воздействием [12-14].

В Референтной лаборатории, созданной на базе Отдела иммуноцитохимии и онкогематологии Института экспериментальной патологии, онкологии и радиобиологии им. Р.Е. Кавецкого НАН Украины, на протяжении 1996-2012гг. (спустя 10-26 лет после аварии на ЧАЭС) была проведена уточненная диагностика опухолей кроветворной и лимфоидной тканей у 295 ликвидаторов аварии на ЧАЭС 1986-1987гг. Выделение различных форм заболеваний проводилось на основе использования цитоморфологических, энзимохимических и иммуноцитохимических методов в соответствии с современной классификацией ВОЗ (2008г.). По нашим данным, это наиболее представительная и многочисленная группа ликвидаторов с гемобластомами в странах СНГ. У обследованных нами больных были диагностированы практически все основные формы онкогематологических заболеваний (см. таблицу). На основании полученных данных можно утверждать, что распределение отдельных нозологических форм в общей структуре гемобластозов было примерно одинаковым как у ликвидаторов, так и у пострадавших в результате атомных бомбардировок в Японии.

Таблица. Число больных и относительная частота отдельных нозологических форм в общей структуре гемобластозов в когорте жителей Японии спустя 55 лет после радиационного воздействия [8] и у ликвидаторов аварии на ЧАЭС [15].

Опухоли кроветворной и лимфоидной тканей	Жители Хиросимы и Нагасаки	Ликвидаторы аварии на ЧАЭС
ОМЛ	229 (18,85%)	46 (15,60%)
ОЛЛ	62 (5,10%)	17 (5,76%)
Другие лейкозы, включая острый лейкоз без уточнения варианта заболевания	26 (2,14%)	
ХМЛ	99 (8,15%)	27 (9,13 %)
Другие миелопролиферативные новообразования		23 (7,79 %)
Хронический миеломоноцитарный лейкоз		10 (3,39%)
МДС		16 (5,42%)
ХЛЛ	16 (1,32%)	77 (26,10%)
Неходжкинские лимфомы	501 (41,24%)	35 (11,86%)
Лимфома Ходжкина	42 (3,46%)	
Множественная миелома	181 (14,90%)	19 (6,46%)
Другие новообразования из зрелых В-лимфоцитов		15 (5,08%)
Опухоли из зрелых Т-лимфоцитов (включая лейкоз из БГЛ)		10 (3,39%)
Т-клеточный лейкоз/лимфома взрослых	59 (4,86%)	
ВСЕГО	1215	295

Известно, что ХЛЛ редко встречается в Японии, чем объясняется его низкий удельный вес в структуре лейкозов в когорте жителей двух пострадавших японских городов (см. таблицу). Возможно, именно с этим связано то, что существование радиационно-ассоциированного ХЛЛ долгое время не признавалось. Представляется важным, что удалось подтвердить роль ионизирующей радиации в возникновении ХЛЛ, который является одной из основных форм лейкозов в США и странах Европы [12,16].

В обследованной нами группе ликвидаторов с лейкозами ХЛЛ был диагностирован в 26,10% случаев, а по результатам выполнения совместного украинско-американского проекта среди всех опухолей кроветворной и лимфоидной тканей ХЛЛ в группе ликвидаторов составил 48,9% [12]. К числу радиационно-ассоциированных, по-видимому, может быть отнесен и редчайший лейкоз из БГЛ, имеющий Т- или ЕК-клеточное происхождение.

В таблице не представлены данные о частоте заболеваемости МДС среди пострадавших жителей Японии. Лишь в последние годы было убедительно показано, что у лиц, переживших атомную бомбардировку, даже спустя 40-60 лет существует линейная связь между развитием различных форм МДС и дозой облучения [17]. Из 151 больного с МДС у 42 (2,78%) в последующем наблюдалась трансформация в острый лейкоз [18]. По нашим наблюдениям, у семи (15,2%) ликвидаторов ОМЛ также развился на фоне предшествующего МДС [19].

Вывод: результаты многолетних исследований населения, пострадавшего в результате атомных взрывов в Хиросиме и Нагасаки и ликвидаторов аварии на ЧАЭС позволили выявить широкий спектр онкогематологических заболеваний миелоидной и лимфоидной природы, ассоциированных с действием ионизирующей радиации, которые могут возникнуть после длительного латентного периода.

Литература

1. Effects of A-bomb radiation on the human body. I. Shigenatsu, Ch. Ito, N. Kamada, M. Akiyana, H. Sasaki, eds. // Tokyo: Harward Acad Publ, 1995. 419 pp.
2. Tubiana M., Lafuma Y., Masse R., Latarget R. The assessment of the carcinogenic effects of low dose radiation. The future of human radiation research // West Yurksgire 1991. - p. 109-118.
3. Vrijheid M., Cardis E., Ashmore P. et al. Ionizing radiation and risk of chronic lymphocytic leukemia in the 15-country study of nuclear industry workers // Radiat Res 2008. - 170. - p. 661-665.
4. Krestinina L, Preston DL, Davis FG, Epifanova S, Ostroumova E, et al. Leukemia incidence among people exposed to chronic radiation from the contaminated Techa River, 1953-2005 // Radiat Environ Biophys 2010. - 49 (2). - p. 195-201.
5. Ozasa K, Shimizu Y, Suyama A, Kasagi F, Soda M, et al. Studies of the mortality of atomic bomb survivors, Report 14, 1950-2003: An overview of cancer and noncancer diseases // Radiat Res 2012. - 177. - p. 229-243.
6. Hsu W L, Preston, D L, Soda M, Sugiyama H, Funamoto S. et al. The incidence of leukemia, lymphoma and multiple myeloma among atomic bomb survivors: 1950-2001 // Radiat Res 2013. - 179. - p. 361-382.
7. Kodama K, Ozasa K, Okubo T. Radiation and cancer risk in atomic-bomb survivors // J Radiol Prot 32 (2012). - p. 51-54.
8. Tomonaga M, Nonaka H, Matsuo T. Atomic bomb irradiation and human leukemias. In: Nagasaki Symposium Radiation and Human Health. S. Nagataki, S. Yamashita, eds. Amsterdam: Elsevier. 1996; 197-215.
9. Preston D.L., Kusumi S., Tomonaga M., et al. Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part III: Leukemia, lymphoma and multiple myeloma, 1950-1987 // Radiat Res 1994. - 137 (2 Suppl). - p. 68-97.
10. Health effects of Chernobyl accident: Monograph in 4 parts. A. Vozianov, V. Bebesko, D. Bazyka, eds // Kyiv DIA. - 2003. - 512 pp.
11. Kryachok I, Polyshchuk O, Dyagil I, et al. Comparative analysis of CLL in persons who suffered after Chernobyl accident and in unexposed CLL patients // Haematol 2005. - 90. - 454A.
12. Zablotska LB, Bazyka D, Lubin JH, et al. Radiation and the risk of chronic lymphocytic and other leukemias among Chornobyl cleanup workers // Environ Health Perspect 2013. - 121. - p. 59-65.
13. Schmitz-Feuerhake I, Pflugbeil S. Die Strahleninduzierbarkeit der chronisch lymphatischen leukamie (CLL) // Strahlentelex 2004. - 426-427. - p. 1-7.
14. Richardson DB, Wing S, Schroeder J, et al. Ionizing radiation and chronic lymphocytic leukemia // Environ Health Perspect 2005. - 113. - p. 1-5.

15. Gluzman DF, Sklyarenko LM, Zavelevich MP, Koval SV, Ivanivska TS. Hematological malignancies in Chernobyl clean-up workers (1996-2010) // J Hematol Malign 2012. - 2. - p. 43-50.
16. Kesminiene A, Evrard AS, Ivanov VK, et al. Risk of hematological malignancies among Chernobyl liquidators // Radiat Res 2008. - 170. p. 721-735.
17. Iwanaga M, Hsu WL, Soda M, et al. Risk of myelodysplastic syndromes in people exposed to ionizing radiation: A retrospective cohort study of Nagasaki atomic bomb survivors // J Clin Oncol 2011. - 29. - p. 428-34.
18. Tsushima H, Iwanaga M, Miyazaki Y. Late effect of atomic bomb radiation on myeloid disorders: leukemia and myelodysplastic syndromes // Int J Hematol 2012. - 95. - p. 232-238.
19. Gluzman D, Imamura N, Sklyarenko L, Nadgornaya V, Zavelevich M, Machilo V. Malignant diseases of hematopoietic and lymphoid tissues in Chernobyl clean-up workers // Hematol J 2005. - 5. -p. 565-571.

УДК 614. 876. (477. 42).

ФОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ У НАСЕЛЕННЯ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ В УМОВАХ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ

Голуб В.О.¹, Голуб С.М.¹, Голуб Г.С.²

¹*Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки*

²*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

Постановка проблеми. Після аварій на японських АЕС Онагава і Фукусіма–1 у 2011 р. відбулася переоцінка поглядів щодо Чорнобильської катастрофи. Світовою спільнотою визнано, що це була одна з наймасштабніших техногенних аварій і що ліквідацією її наслідків доведеться займатися ще багато десяти років. На думку провідних екологів, радіоекологів та радіобіологів аварія на Чорнобильській АЕС спричинила екологічно несприятливі умови життєдіяльності населення, яке зазнає хронічного опромінення після катастрофи, а тому актуальність роботи по оцінці джерел надходження радіонуклідів до організму людей не викликає сумніву [2, 3].

Особливу увагу привертають населені пункти, де дози внутрішнього опромінення населення упродовж усіх років значно вищі від очікуваних, розрахункових. Дозове навантаження на організм людей передусім зумовлене включенням радіонуклідів до харчових ланцюгів «грунт – рослина – тварина – людина», і значною мірою залежить від екологічних та технологічних умов сільськогосподарського виробництва. Екологічні особливості проживання населення північних районів Українського Полісся, їх органічне поєднання з навколишніми лісами, болотами сприяють формуванню напруженої радіоекологічної ситуації навіть при низькій щільності радіонуклідного забруднення ґрунтів внаслідок значних коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту в рослинну продукцію. Лісові та лучні екосистеми впливають на сезонні особливості дозових навантажень громадян через такі чинники, як сіно, підстилка, гній, дрова та попіл, які є джерелом горизонтального переносу радіонуклідного забруднення. Оцінка дозових навантажень сільського населення, що мешкає на забруднених радіонуклідами територіях свідчить, що головною в структурі річної дози опромінення є доза внутрішнього опромінення [1, 2, 3]. Особливого значення має економіко-географічний напрям дослідження територіальної організації системи життєдіяльності населення в умовах екологічних ризиків. Саме в таких умовах проживає 146,1 тис. населення 164 населених пунктів Волинської області, які піддалися радіоактивному забрудненню внаслідок аварії на ЧАЕС.

Мета досліджень. Метою дослідження є вивчення формування і функціонування територіальної системи життєдіяльності населення в умовах радіоактивного забруднення території в віддалений період після аварії на ЧАЕС.

Результати досліджень і їх обговорення. Аварія на ЧАЕС та її викиди навіть у віддалений період мають безпосередній вплив на життєдіяльність населення. Для досліджень модельним населеним пунктом ми обрали село Прилісне Маневицького району, яке знаходиться в східній частині Волинської області і визнано постраждалим внаслідок аварії на ЧАЕС. До 1 лютого 2004 року територія села Прилісне відносилась до 2-ої зони безумовного (обов'язкового) відселення, далі була переведена в 3-тю зону (гарантованого добровільного відселення), в якій знаходиться по даний час 60% території селищної ради займають болота. Населення села зайняте виробничою діяльністю на

державному підприємстві "Сойне-Торф", лісовому господарстві, а також в агропромисловому комплексі. Кількість населення с. Прилісне складає 2603 жителів, які віднесені до Національного реєстру України (рис. 1).

Характеризуючи демографічну ситуацію в с. Прилісне слід відмітити, що з початку 2002 року народжуваність переважає смертність (природний приріст від 6 до 32 щорічно), проте у кризовий 2009 рік народжуваність впала вдвічі порівняно із попереднім роком (з 61 до 33 дітей), природний приріст склав 2 особи проти 29. Слід відмітити, що на протязі останніх трьох років стабілізувалися показники середньої тривалості життя людей с. Прилісне і знаходяться в межах 68,4 років (у 2008 - 67,9), при цьому середній вік чоловіків складає 64,1 років (2008 – 62,6), жінок - 73,0роки (2008 - 73,1 років).

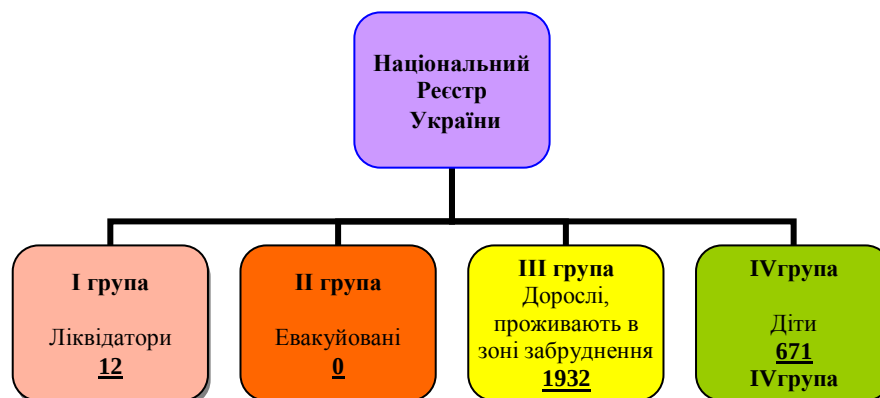


Рис. 1. Розподіл постраждалого населення с. Прилісне Маневицького району Волинської області залежно від типу та тривалості опромінення, 2009 рік

Лікувально-профілактичну допомогу потерпілому населенню надає Лікарська амбулаторія загальної практики сімейної медицини с. Прилісне, Маневицька ЦРЛ і центр радіаційного захисту населення при Волинській обласній клінічній лікарні. Радіологічний контроль у Маневицькому районі здійснюється 7 державними установами під патронатом голови райдержадміністрації. Така схема управління життєдіяльності населення в умовах радіоактивного забруднення території в цілому відповідає концепції ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС [4].

Результати радіологічного контролю у с. Прилісне вказують на те, що рівень радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції цезієм-137 досить високий, особливо у молоці, м'ясі, продукції лісу (рис. 2-4).

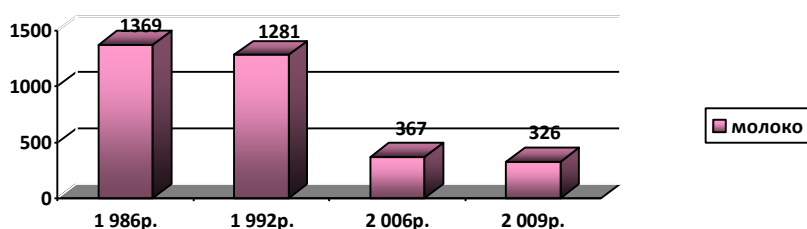


Рис.2. Вміст Cs-137 у молоці з приватного сектору с. Прилісне Маневицького району Волинської області, Бк/л (ДР -2006 – 100 Бк/л)

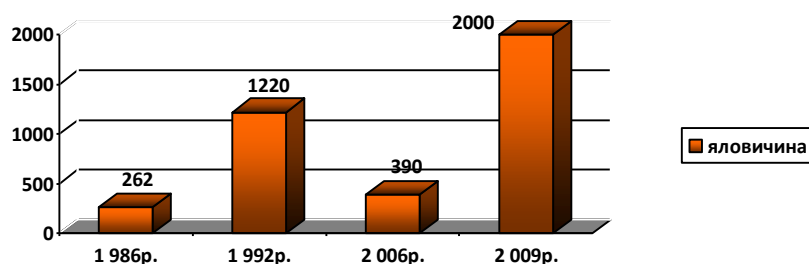


Рис.3. Вміст Cs-137 у м'ясі (яловичині) з приватного сектору с. Прилісне Маневицького району Волинської області, Бк/кг (ДР -2006 – 200 Бк/кг)

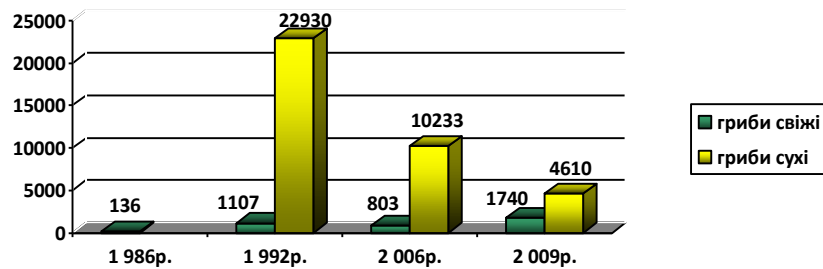


Рис. 4. Вміст Cs-137 у грибах (свіжих і сухих) с. Прилісне Маневицького району Волинської області, Бк/кг (ДР -2006 – 2500 Бк/кг(сухі гриби), у свіжих - 500)

Як наслідок, перевищення контрольних рівнів (КР) вмісту цезію-137 в організмі дітей у 2009 році складав 50% від всіх обстежених дітей. Максимальні рівні даного ізотопу у 2008 році склали 10910 Бк/орг. (у 2009 – 19227), значення яких перевищили КР у 2,95 та 5,20 разів відповідно. Аналогічна ситуація із радіоактивно-опроміненим дорослим населенням: за 10 років перевищення КР зменшилась із 31 до 17% у 2009 році. Максимальні рівні були в межах 54,4 тис. Бк/орг., що перевищує КР у 3,7 рази.

Як було зазначено, на території с. Прилісне функціонує ДП «Сойне-торф» - найбільше в Україні підприємство із виробництва торф'яних брикетів та продукції із торфу. ДП "Сойне-торф" є елементарною системою життєдіяльності в межах одного населеного пункту, проте, за функціональним значенням - це складна системоутворююча одиниця, яка є базою для формування систем життєдіяльності вищих територіальних рівнів. Але в умовах радіоактивного забруднення дане підприємство є джерелом екологічних ризиків для його працівників та населення в цілому. Викиди в атмосферу радіоактивного пилу від ДП «Сойне-торф», відсутність локалізації виробничих відходів з радіоактивністю більше 2 тис. Бк/кг, потрапляння їх у поверхневі води, призвело до формування радіаційного синдрому у рослин та погіршення показників стану здоров'я дитячого й дорослого населення с. Прилісне порівняно із обласними показниками.

На диспансерному обліку знаходиться 2067 осіб, а це близько 80% потерпілого населення с. Прилісне. На досить високому рівні залишаються показники поширеності та захворюваності у порівнянні з обласними показниками, у дорослих на першому місці – хвороби кровоносної системи, у дітей – ендокринної. За 3 роки досліджень ріст онкозахворювань склав 25%, за нозологічними формами три перші рангові місця займають - рак молочної залози, рак шкіри, онкопатології прямої кишки, гортані, шийки матки. Значна частина онкопатологій виявляється в пізніх стадіях. З кожним роком збільшується кількість осіб, інвалідність яких пов'язана з наслідками аварії на ЧАЕС. Структура причин інвалідності серед дітей: 33,3% - вроджені аномалії, 20% - хвороби кістково-м'язевої системи та по 13,3% - розлади психіки і хвороби систем кровообігу (рис. 5).

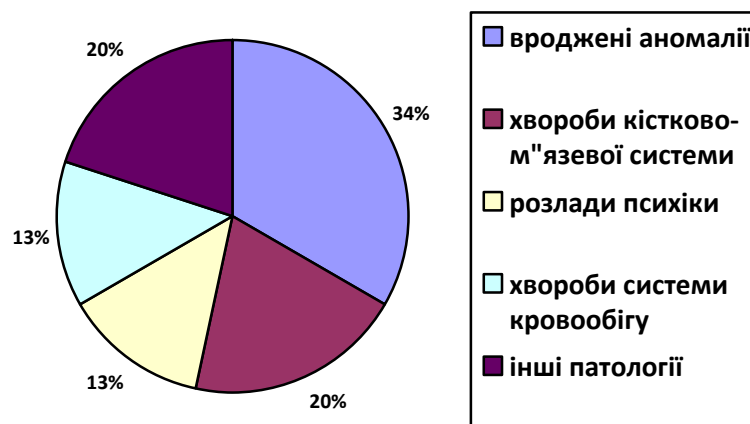


Рис. 5. Причини інвалідизації дітей с. Прилісне за наслідками аварії на ЧАЕС по нозологіях

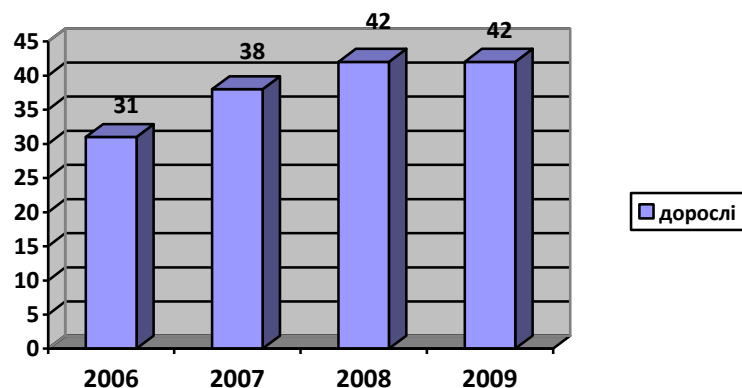


Рис. 6. Динаміка чисельності дорослих осіб, які визнані інвалідами ЧАЕС

Стан інвалідизації дорослих за 4 роки досліджень зріс на 35,5%. Ранжування щодо нозологій наступне – третину причин інвалідності складають патології серцево-судинної системи, 23,8% – онкопатології, 9,5% – ендокринні порушення, пов'язані із Чорнобильською катастрофою (рис. 6). В районі здійснюється відпуск медикаментів по пільгових, безкоштовних рецептах, а також безкоштовне протезування постраждалих осіб. Стан огляду потерпілого населення становить – 87,5%. За досліджувані роки обсяги санаторно-курортного оздоровлення дітей зменшились на 59,8 %, ліквідаторів та дорослих осіб – в 2 та 3,1 рази відповідно.

Таким чином, для якісного медичного обслуговування постраждалого населення негайного вирішення потребують питання, щодо оновлення діагностичної бази Маневицької ЦРЛ, Лікарської амбулаторії загальної практики сімейної медицини с. Прилісне. В умовах обмежених ресурсів медичне обслуговування потерпілого населення с. Прилісне, враховуючи напруженість екологічної ситуації, слід здійснювати в таких напрямках: профілактичні огляди населення; радіометричний контроль за дозою внутрішнього випромінювання; амбулаторне і стаціонарне лікування; диспансерне спостереження; безкоштовне медикаментозне забезпечення; зубне протезування; корегування базового Національного реєстру.

Висновки.

Отже, оцінка дозових навантажень сільського населення, що мешкає на забруднених радіонуклідами територіях свідчить, що головною в структурі річної дози опромінення є доза внутрішнього опромінення за рахунок збільшення вмісту інкорпорованого радіоцезію в організмі людини, що зумовлено як фактичним згоранням контрзаходів внаслідок економічного спаду в країні, так і вживанням населенням продуктів харчування, вироблених в приватних господарствах громадян. Одержані результати можуть бути використані у процесі управління регіональним розвитком як напрями вдосконалення системи життєдіяльності населення в умовах радіоактивного забруднення.

Список використаних джерел

1. Екологічні наслідки катастрофи на ЧАЕС// За ред. К. В. Корсак, О. В. Плахотніка. - К.: 1998. - 172-206с.
2. Наземні екосистеми //За ред. М. П. Архипова, О. Г. Бунтова// Бюл. Екологічного стану відчуження. – Чорнобиль: Чорнобиль інтерінформ -2006. - № 1 .45-50с.
3. Романчук Л.Д. Особливості формування доз внутрішнього опромінення мешканців Північної частини України за рахунок продукції тваринництва / Л.Д. Романчук// Вісн. ЖНАЕУ. – 2011. – №1. – С.236-241.
4. Олійник Я.Б. Особливості життєдіяльності населення в умовах радіоактивного забруднення території / Я.Б. Олійник, Г.С. Голуб // Наук. вісник ВНУ ім. Лесі Українки, Географічні науки № 18 – 2011. – С. 45 – 50.

РОЗПОВСЮДЖЕННЯ У ДОВКІЛЛІ ТА ДОЗОВЕ НАВАНТАЖЕННЯ ВІД ТЕХНОГЕННОГО ТРИТІЮ

Григор'єва Л.И., Томілін Ю.А., Кльосова А.О., Григор'єв К.В.

Чорноморський державний університет імені Петра Могили

До недавнього часу на більшості об'єктів атомної галузі України проблема очищення від тритію (^3H) газових викидів у навколишнє середовище не вирішувалася. Це стало однією з причин того, що допустимі викиди тритію в Україні відповідно до НРБУ- 97/2000Д приблизно на порядок більше, ніж у США (7700 Бк/л проти 740 Бк/л), і більше ніж у 75 разів вище норм Євросоюзу (100 Бк/л) [4]. Вітчизняні нормативи порівнянні, мабуть, тільки із встановленими у Канаді, де атомна енергетика, на відміну від української, заснована на використанні важководних реакторів CANDU (при їх експлуатації утворюється на два порядки більше тритію, ніж у легководних реакторах).

З точки зору радіаційної безпеки тритій як радіонуклід (м'який β -випромінювач, $E_{\text{сер}} = 5,71$ кеВ), на перший погляд, менш значущий, ніж, наприклад, ^{90}Sr або ^{137}Cs . Однак у газових викидах він, як правило, міститься у хімічній формі води та його потрапляння до організму людини може призвести до вкрай небезпечних наслідків, у тому числі і на генетичному рівні.

Тритій за рядом причин займає особливе місце в питаннях забезпечення радіаційної безпеки АЕС. По-перше, вміст тритію у рідких скидах при нормальній роботі АЕС набагато перевищує за абсолютним значенням вміст всіх інших нуклідів, а у газоподібних викидах в навколишнє середовище кількість тритію поступається тільки кількістю радіоактивних благородних газів. По-друге, на відміну від хімічно інертних РБГ, інкорпорований тритій ефективно включається до складу біологічної тканини, викликаючи мутагенні порушення, як за рахунок бета-випромінювання середньої енергії 5,8 кеВ, так і за рахунок порушення молекулярних зв'язків, викликаних заміною ізотопу водню нейтральним гелієм, що утворюється в результаті розпаду тритію. По-третє, тритій володіє великим періодом напіврозпаду (12,4 роки) й тому є глобальним забруднювачем природних комплексів.

Особливу небезпеку складає тритій, що знаходиться у формі води. За своїми фізичними і хімічними властивостями тритієва вода дуже мало відрізняється від звичайної, яка міститься в повітрі. Тому її видалення з повітря не може бути проведено звичними для важких радіонуклідів методами (з використанням селективних сорбентів і т. д.). З повітря необхідно видаляти всю воду, наприклад, за рахунок його глибокої осушки на цеолітах. Однак цей процес є циклічним і вимагає регенерації сорбенту. Остання, в свою чергу, проводиться при температурах вище 300 °С [3], і, отже, вимагає значних енергетичних витрат. Крім того, необхідно вирішувати технологічні проблеми, пов'язані з організацією потоку продувочного газу, необхідного для регенерації, і витягом з нього тритієвої води.

За нашими дослідженнями за час роботи Южно-Української (ЮУ) АЕС (схема точок відбору проб – на рис. 1) тритій, який потрапляє з рідкими скидами до водних об'єктів району ЮУ АЕС, зумовив додаткове радіаційне навантаження на прісноводну екосистему регіону. За десятирічний термін зі скидними водами ЮУ АЕС у водний басейн малої річки Арбузинки (притоки р.Південний Буг) надійшло, в середньому, 34,6 ТБк ^3H . За період 1994-2014 рр. зі скидними та фільтраційними водами ЮУ АЕС у водний басейн р. Південний Буг надійшло, в середньому, близько 230 ТБк ^3H . В результаті з'ясовано, що основними дозостворюючими шляхами міграції ^3H у районі розташування Южноукраїнської АЕС є наступні:

- надходження ^3H у прилеглі водні системи через ланцюги: рідкі скиди АЕС – ставки-відстійники – ставок-охолоджувач – р. Південний Буг, рідкі скиди АЕС – ставки-відстійники – дренажні води – рр. Арбузинка - Мертвовід;
- фільтрація ^3H з технологічних водоем АЕС (ставка-охолоджувач, ставки-відстійники) через підземні водоносні горизонти;
- випаровування (*evaporation*) ^3H з дзеркала ставка-охолоджувача і наступного його осадження з опадами і туманами.

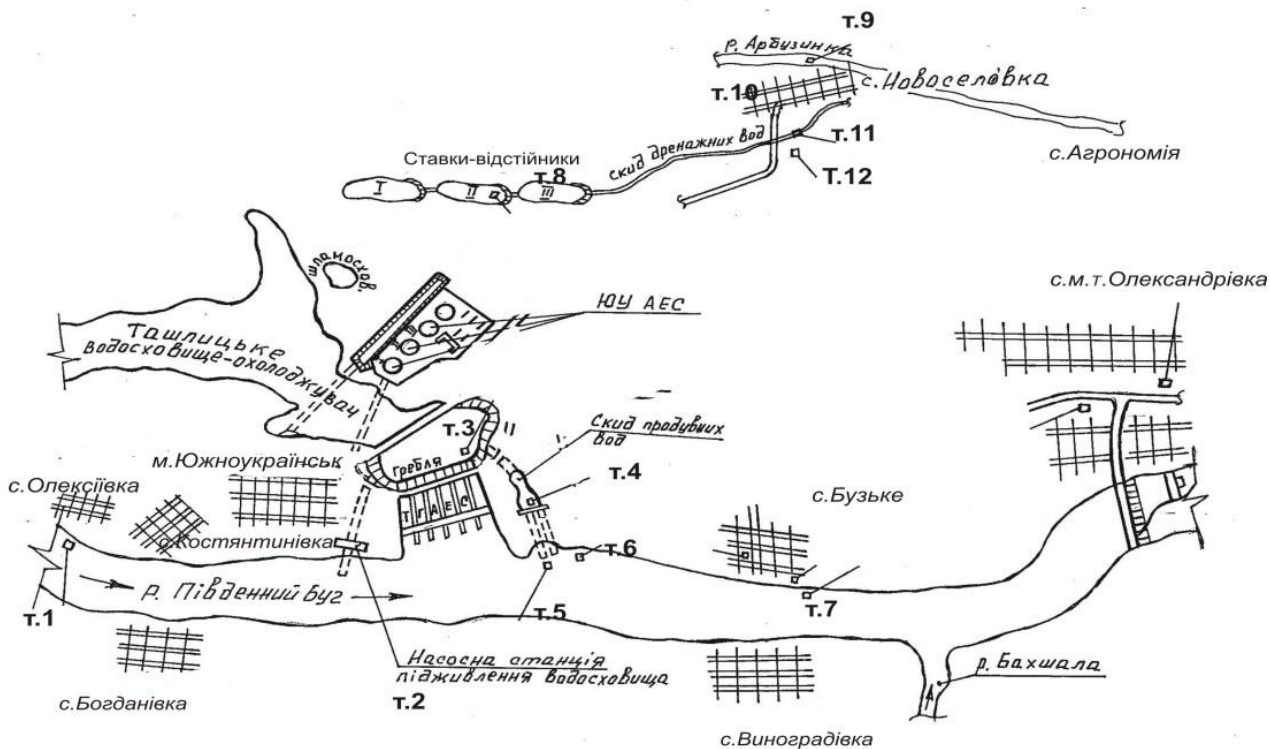


Рис.1. Схема місць відбору проб води для радіометрії ^3H :

- т.1. – р. Південний Буг, поблизу с. Олексіївки,
- т.2. – р. Південний Буг, насосна станція підпитки ставка-охолоджувача,
- т.3. – ставок-охолоджувач, паводковий водоскид у шлюза водоймища,
- т.4. – нижче фільтруючої дамби на паводковому випуску вод,
- т.5. – р. Південний Буг, скид продуктивних вод ставка-охолоджувача,
- т.6. – р. Південний Буг, контрольний створ (500 м від т.4.)
- т.7. – р. Південний Буг поблизу с. Бузьке (7 км нижче т.4.)
- т.8. – ставок-відстійник ГФК ЮУАЕС,
- т.9. – р. Арбузинка, поблизу с. Новоселівки, вище скидного каналу,
- т.10. – р. Арбузинка, поблизу с. Новоселівки, скид дренажних вод,
- т.11. – р. Арбузинка, поблизу с. Новоселівки, 1 км нижче т. 9

Постійна фільтрація вод з технологічних водойм (ставка-охолоджувача, ставків-відстійників каналізаційних споруд АЕС) сприяла підвищенню рівня ^3H в підземних водоносних горизонтах району ЮУ АЕС і формуванню своєрідного шляху надходження ^3H до людини – через питну воду з підземних водних джерел, розташованих нижче за стоком від ставка-охолоджувача і ставків-відстійників АЕС. Ефективна доза опромінення людини від ^3H при вживанні питної води з підземних джерел в районі ЮУ АЕС – $0,16\text{--}2,2 \text{ мкЗврік}^{-1}$:

- для населення, яке мешкає у районі, який розташований вище водоймищ, куди здійснювався скид забруднених ^3H вод — не перевищувала $0,16 \text{ мкЗврік}^{-1}$;

- для населення, яке мешкає у районі до 10 км нижче за природним стоком від ставку-охолоджувачу ЮУ АЕС — до $0,27 \text{ мкЗврік}^{-1}$;

- для населених пунктів, розташованих нижче за природним водним стіканням зі ставків-відстійників господарсько-фекальної каналізації (ГФК) ЮУ АЕС — $0,25 - 0,60 \text{ мкЗврік}^{-1}$, максимальні значення становили $2,0 - 2,2 \text{ мкЗврік}^{-1}$.

Узагальнюючи результати дослідження вмісту ^3H у зрошуваних сільськогосподарських культурах при використанні води р. Південний Буг, рр. Арбузинка - Мертвовід для потреб зрошування [1] встановлено, що формування дози внутрішнього опромінення людини від потрапляння ^3H до людини через зрошувані сільськогосподарські рослини здійснюється під впливом різноманіття факторів, з яких головним виступає вміст радіонуклідів у воді водоймищ зрошувальної системи. Величина ефективної дози опромінення людини від ^3H за цим ланцюгом його міграції до людини змінилася від 7 мкЗврік^{-1} у 1991 р. – до $0,4 \text{ мкЗврік}^{-1}$ у 2004 -2010 рр. Встановлено також, що потрапляння до людини цього радіонукліду “через зрошення” відбувається не лише при споживанні зрошуваних сільськогосподарських

культур, а також інгаляційним шляхом – при вдиханні окису тритію безпосередньо під час здійснення зрошуваних робіт: через розбризкування зрошувальної води, через вторинне пилоутворення з поверхні ґрунту. Ефективна доза внутрішнього опромінення людини від ^3H через розбризкування зрошувальної води за період спостережень 1990-2004 рр. склала від 10 до 25 мкЗврік⁻¹, через вторинне пилоутворення – від 5 до 35 мкЗврік⁻¹.

Інгаляційну складову дозового навантаження від ^3H при його випаровуванні з поверхні ставка-охолоджувача ЮУ АЕС обчислено для людей, які можуть перебувати у цьому районі тривалий час – це рибалки, спортсмени (які займаються греблею) т. ін. Враховуючи середньостатистичні дані тривалості перебування людини у районі ставка-охолоджувача АЕС: при рибному лову (з розрахунку перебування людини 2 рази на тиждень по 8 годин на добу протягом 5 місяців) – 320 годин (0,037 року); при спортивних заняттях (по 2 години щоденно протягом 6 місяців) – 360 годин (0,041 року); річного об'єму вдихання повітря: $7,3 \cdot 10^6$ л, через що річний об'єм вдихання парів ^3H складатиме: при рибному лові - $2,67 \cdot 10^5$ л, при спортивних заняттях - $3,12 \cdot 10^5$ л, середньорічна величина ефективної інгаляційної дози від ^3H склала: для рибалок $0,007 \pm 0,001$ мкЗврік⁻¹, для спортсменів $0,009 \pm 0,001$ мкЗврік⁻¹; сорбція ^3H крізь шкіру відповідальна за величину ефективної дози $0,0162 \pm 0,001$ мкЗврік⁻¹.

Враховуючи ці результати визначено величини середньорічного радіоекологічного ризику (як нормалізовану величину середньорічної ефективної дози) від скидів ^3H з ЮУ АЕС у прилеглу водну систему. Інтегральна величина цього показника склала $(2,6 \pm 0,7) \cdot 10^{-9}$ Зврік⁻¹/Бкл⁻¹. Це дозволило порівняти “дозову цінність” різних шляхів надходження техногенного тритію до людини. Так, за визначеними величинами середньорічного радіоекологічного ризику від скидів ^3H у прилеглу водну систему можна диференціювати ланцюги міграції ^3H (технологічні водойми АЕС – питна вода – людина, технологічні водойми АЕС – зрошувальна вода – людина, ставок-охолоджувач АЕС – атмосферне повітря – людина) (рис. 2.)

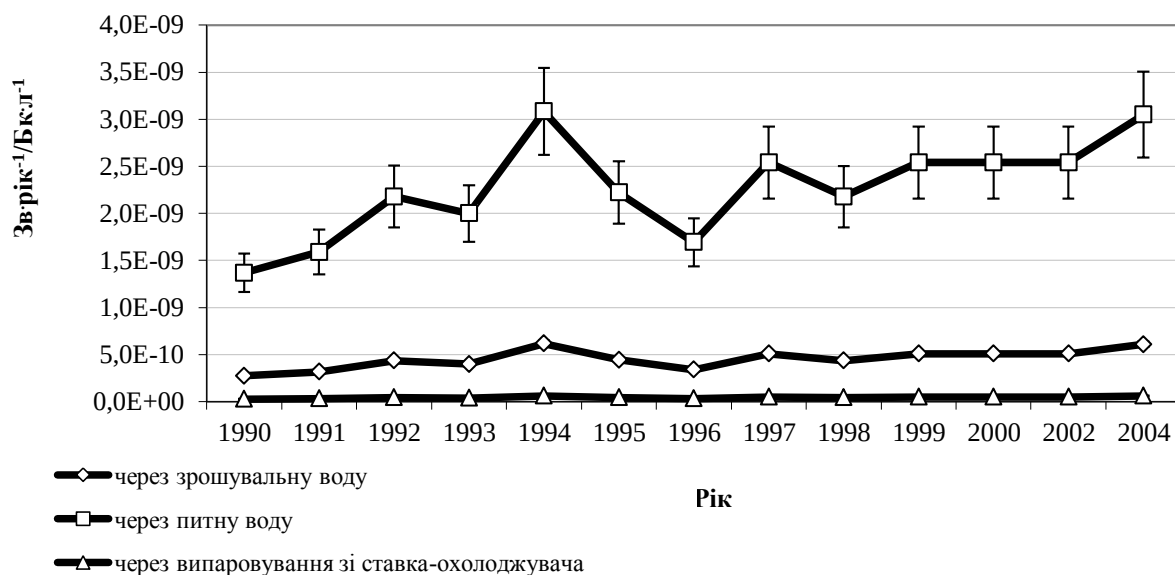


Рис. 2. Середньорічний радіоекологічний ризик від скидів ^3H з ЮУ АЕС для різних шляхів потрапляння до людини: через зрошувальну воду, через питну воду, через випаровування з поверхні ставка-охолоджувача

Необхідно продовжити дослідження вмісту тритію у підземних джерелах цього району. Це дасть можливість встановити параметри поведінки тритію у водній системі (поверхневій та підземній), пов'язаної з ЮУ АЕС, і дозволить уточнити розмір дозового навантаження від нього на населення.

Наведені результати отримані в результаті виконання НДР «Розробка методів оцінки радіоекологічного та екологічного ризиків від сучасних чинників забруднення довкілля» 0113U005721.

Висновки

Визначено ефективну дозу опромінення людини від ^3H через потрапляння рідких скидів ЮУ АЕС у прилеглу водну систему за різними шляхами пересування до людини: через питну воду, через зрошувальну воду, через випаровування з поверхні ставка-охолоджувача АЕС.

Встановлено величину середньорічного радіоекологічного ризику від скидів ^3H з ЮУ АЕС для населення з прилеглої до АЕС території. Найбільш радіоекологічно значимим (з погляду формування величини дозового навантаження на людину від скидів ^3H з АЕС) є потрапляння за питним ланцюгом. За допомогою величин середньорічного радіоекологічного ризику від скидів ^3H з АЕС можна оцінювати дози опромінення людини при довільних рівнях забруднення ^3H технологічних водоймищ АЕС, а також прогнозувати очікувану за життя людини дозу опромінення.

У подальшому потрібно визначити та здійснити оцінку рівнів ефективної дози опромінення людини від потрапляння ^3H у довкілля з газоаерозольними викидами й рідкими скидами АЕС, визначити колективну дозу від викидів і скидів ^3H з АЕС.

Список використаних джерел

1. Григор'єва Л. І. Формування радіаційного навантаження на людину в умовах півдня України: чинники, прогнозування, контрзаходи: Монографія / Л. І. Григор'єва, Ю. А. Томілін. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2009. – 332 с.
2. Григор'єва Л. І. Інгаляційна доза опромінення ^3H за рахунок випаровування зі ставка-охолоджувача АЕС // Вісник проблем біології і медицини. – 2008. – Вип. 3. – С. 46-50.
3. Григор'єва Л. І. Динамічна модель формування «тритієвої» дози за водним шляхом надходження // Наукові праці. – 2007. – Т. 73. – Вип. 60. – С. 66-71.
4. Розенкевич М. Б. Пути решения проблемы газовых выбросов трития [Электронный ресурс] / М. Б. Розенкевич, Э. П. Магомедбеков // Безопасность ядерных технологий и окружающей среды. – Режим доступа: <http://www.atomic-energy.ru/technology/18632> (дата обращения: 05.06.2014). – Название с экрана.

УДК 615.849 - 614.7:613

ЕКСПРЕС-ОЦІНКА ІНТЕГРАЛЬНОГО ДОЗОВОГО РИЗИКУ У ПОСТАВАРІЙНИЙ ПЕРІОД

Григор'єва Л.І., Томілін Ю.А., Григор'єв К.В., Кльосова А.О.

Чорноморський державний університет імені Петра Могили

Важливим засобом забезпечення радіаційної безпеки при використанні ядерної енергії є радіаційно-екологічний моніторинг, під яким розуміється система регулярних спостережень за показниками радіонуклідного забруднення оточуючого середовища та параметрами стану біоти, з метою своєчасного виявлення й прогнозування небажаних для екосистем та людини наслідків. Одночасно сьогодні відомі недосконалості сучасної системи організації радіаційно-екологічного моніторингу територій, особливо поблизу ядерних об'єктів, які полягають у неможливості швидкої орієнтації у прогнозованих рівнях опромінення населення через трудомісткість досліджень міграції радіонуклідних полутантів у довкіллі, невиправдану втрату часу для проведення численних спостережень за усіма радіонуклідами із суміші викиду. Це визначає необхідність пошуку способів оптимізації визначення дозового навантаження на населення у системі радіаційно-екологічного моніторингу. Метою досліджень, представлених у роботі, є аналіз методів організації та невирішених питань при організації радіаційно-екологічного моніторингу, а також пошук апарату оперативного прогнозування дозового навантаження на людину на ранній та пізній стадіях післяаварійного періоду. У роботі представлено результати виконаних досліджень за двостороннім україно-білоруським науково-дослідним проектом Ukrainian State Fund for Fundamental Researches – Belarus Republican Fund for Fundamental Researches №54.4/034-2013 (0113U004459) “Використання моделей оцінки радіоекологічного ризику та моделей біодозиметричної оцінки для оптимізації еколого-дозиметричного моніторингу територій при аваріях на ядерних об'єктах” та кафедральною темою ЧДУ імені Петра Могили 0113U005721. Матеріалами виступали результати радіоекологічних та

радіаційно-гігієнічних досліджень авторів на території півдня України [1], матеріали досліджень, представлених у наукових звітах [2,3].

Сьогодні, на тлі поступового виходу глобальних радіоактивних забруднень на стаціонарний рівень, знизилася актуальність моніторингу глобальних випадін, разом з цим зросла значимість задач з розвитку моніторингу об'єктів ядерно-промислового комплексу і забруднених радіонуклідами територій. Ці задачі, за сучасним розумінням [5, 6], повинні включати різноманітні гілки моніторингу: моніторинг оточуючого середовища у районах розташування підприємств ядерного паливного циклу та інших радіаційно-небезпечних об'єктів; моніторинг територій з підвищеними техногенними рівнями радіонуклідів у довкіллі, які сформувалися під час минулої діяльності радіаційно-небезпечних об'єктів, аварій, випробувань ядерної зброї; моніторинг для готовності до аварійних ситуацій з викидами радіоактивності у навколишнє середовище, в тому числі з трансграничним перенесенням радіоактивності, з врахуванням можливості нових радіаційних загроз, які пов'язані з радіаційними інцидентами, котрі можуть здійснюватися з терористичними цілями; моніторинг глобальної зміни радіоактивності оточуючого середовища внаслідок техногенної діяльності.

Разом з цим організація радіоекологічного моніторингу включає в собі декілька рівнів отримання даних, котрі відрізняються за терміном та детальністю отриманої інформації: алармовий, скринінговий, базовий та дослідницький моніторинг [4], але за змістом включає: моніторинг джерела забруднення, моніторинг об'єктів оточуючого середовища, моніторинг зовнішніх факторів (рис. 1).

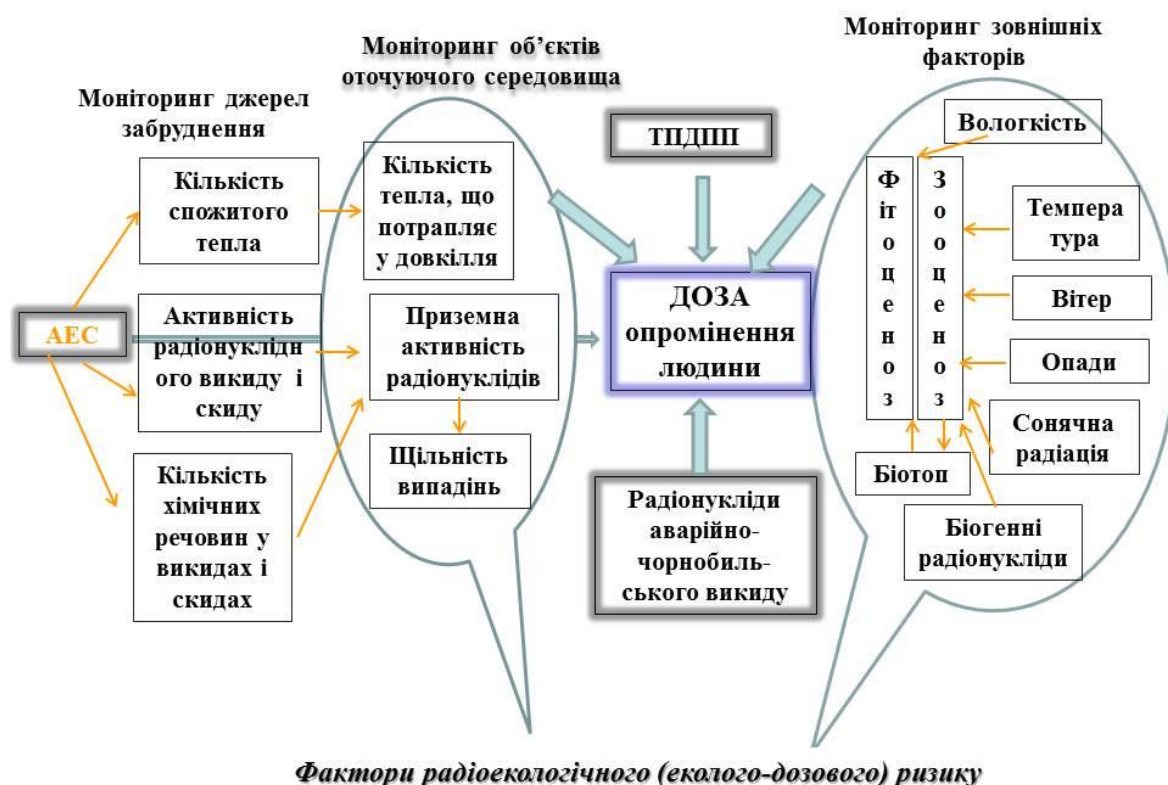


Рис. 1. Структурна схема радіаційного екологічного моніторингу у районі АЕС

Саме похідні характеристики викиду радіонуклідних токсикантів (кількість викинутого тепла, приземна активність радіонуклідів, щільність випадін) та природно-екологічні умови (кліматично-метеорологічні умови, біогенні радіонукліди, біотоп) визначають ті труднощі, з якими пов'язують неможливість швидкої орієнтації у радіаційній ситуації за результатами моніторингу. З іншого боку, як показано на рисунку, їх можна об'єднати у групу факторів, які визначають радіоекологічний (еколого-дозовий) ризик від певного джерела та шукати методи оперативного його визначення для перспективної оцінки радіоекологічної (дозової) ситуації.

Для оперативної орієнтації у формуванні дозової ситуації нами пропонується використовувати метод, який заснований на визначенні показника, який ми пропонуємо називати радіоекологічним

ризиком джерела випромінювання: **радіоекологічний ризик (або інтегральний еколого-дозовий ризик) R_ω джерела випромінювання ω** – це ефективна доза опромінення від певного джерела, нормалізована на вміст (приведена до одиниці вмісту) радіонуклідного полунта в об'єкті довкілля, який стоїть на початку дозоформуючого ланцюгу. Одиницею вимірювання R_ω виступає $\text{Зв}(\text{Бк}/\text{м}^3)^{-1}$ – при потраплянні радіонуклідів у довкілля через їх викиди в атмосферне повітря; $\text{Зв}(\text{Бк}/\text{л})^{-1}$ – при потраплянні радіонуклідів у довкілля через їх скиди у водні об'єкти т. ін. Якщо ризик визначається для встановлення річної ефективної дози опромінення людини, то це позначається як **річний радіоекологічний (еколого-дозовий) ризик $r_{\omega,1T}^* = r_\omega^*$** , якщо для очікуваної за життя людини – це виступатиме **очікуваним за життя людини радіоекологічним (еколого-дозовим) ризиком $R_{\omega,70T}^*$** .

При надходженні у довкілля суміші радіонуклідів, як зачастую відбувається в аварійних умовах, встановлювали базовий радіонуклід BR (або декілька) – який мав більшу вагомість у формуванні сумарної дози та в об'ємі викиду (скиду), та визначали поставарійний ефективний радіоекологічний ризик ($r_{post-accident}^*$), як зважену суму відповідних радіоекологічних ризиків за

окремими радіонуклідами: $r_{post-accident}^* = r_{post-accident}^{BR} + \sum_{i \neq BR} r_{post-accident}^i \cdot \frac{r_{post-accident}^i}{r_{post-accident}^{BR}}$. В результаті n -

камерна модель формування дозового навантаження на людину може бути згорнута у 3-камерну: джерело викидів радіонуклідів - базовий об'єкт довкілля - людина.

Потрібно зазначити, що принцип приведення (нормалізації) дозового навантаження використовувався при оперативній орієнтації у рівнях радіаційного навантаження на населення, постраждалого внаслідок аварії на ЧАЕС, коли в якості таких коефіцієнтів виступали ефективні дози, нормалізовані на щільність випадіння радіонуклідів; цей принцип також використовувався в узагальненій доповіді НКДАР ООН при аналізі даних аварії на ЧАЕС.

У запропонованому методі нормалізацію пропонується здійснювати за базовою радіоекологічною характеристикою (BRD), при визначенні якої виходити з наступних принципів:

- цей показник повинен характеризувати радіонуклідне забруднення об'єкта довкілля, що стоїть на початку дозоформуючого ланцюга,
- цей показник повинен враховувати інші чинники, які модифікують вплив радіаційного забруднення цього об'єкта на людину.

Формування дозового навантаження на людину у поставарійний період $E_{post-accident}^*$ має різні дозоформуючі фактори на первинній ранній стадії поставарійного періоду (коли діє уся суміш викинутих радіонуклідів), та на пізній (коли залишаються діяти середньо- та довго живучі радіонукліди):

$$E_{post-accident}^* = E_{early_post-accident}^* + E_{later_post-accident}^*, \quad (1)$$

де $E_{early_post-accident}^*$ - ефективна доза на ранній стадії поставарійного періоду, Зв;

$E_{later_post-accident}^*$ - ефективна доза на пізній стадії поставарійного періоду, Зв.

Радіоекологічний (еколого-дозовий) ризик на ранній стадії післяаварійного процесу. За представленими у попередніх наших роботах результатами ретроспективного визначення ефективної дози від “аварійно-чорнобильських” радіонуклідів показано, що у перший післяаварійний рік основний внесок у дозу внутрішнього опромінення через інгаляцію і заковтування “аварійно-чорнобильських” радіонуклідів здійснював радіоактивний йод (^{131}I), а в подальшому – радіоцезій (^{137}Cs). Це обгрунтовало вибір ^{131}I базовим радіонуклідом BR на ранній стадії аварійного періоду, а ^{137}Cs – відповідно для віддаленого періоду.

На підставі проведених у південному регіоні України та висвітлених у нашій монографії [1] результатів дослідження формування радіаційного навантаження на людину при інгаляційному ($E_{chern,1986}^{inhal}$) та пероральному ($E_{chern,1986}^{ing}$) шляхах надходження “аварійно-чорнобильських” радіонуклідів у 1986 р., за базову радіоекологічну характеристику прийнято вміст реперного радіонукліду ^{131}I у повітрі (C_{131I}^{air}).

Ефективний радіоекологічний ризик $r_{early_post-accident}^{*inhal}$, який діагностує інгалаційну складову радіаційного навантаження на людину на ранній стадії післяаварійного періоду становить $(0,006 \pm 0,003) \cdot 10^{-3}$ Зв на 1 Бк · м⁻³ ¹³¹I у повітрі, а ефективний радіоекологічний ризик, що діагностує харчову складову радіаційного навантаження на людину на ранній стадії післяаварійного періоду $r_{early_post-accident}^{*ing}$ дорівнює $(0,001 \pm 0,0005) \cdot 10^{-3}$ Зв на 1 Бк · м⁻³ ¹³¹I у повітрі.

Аналогічним чином визначено ефективний радіоекологічний ризик забруднення території у перший післяаварійний рік в одиницях щільності радіонуклідних випадінь $\rho_{^{137}\text{Cs}}$, Зв / Бк · м⁻² (базовим радіонуклідом при цьому взято ¹³⁷Cs): $r_{early_post-accident}^{*ing} = (3,2 \pm 1,5) \cdot 10^{-6}$ Зв на 1 Бк · м⁻² ¹³⁷Cs. Це цілком відповідає й раніше отриманим результатам досліджень [7].

При такому підході формування дозового навантаження на ранній стадії післяаварійного періоду $E_{early_post-accident}^*$ можна представити у вигляді:

$$E_{early_post-accident}^* = r_{early_post-accident}^{*inhal} \cdot C_{^{131}\text{I}}^{air} + r_{early_post-accident}^{*ing} \cdot \rho_{^{137}\text{Cs}} \quad (2)$$

Радіоекологічний (еколого-дозовий) ризик на пізній стадії післяаварійного процесу. За представленими у попередніх наших роботах результатами визначення дозового навантаження на населення південного регіону України та результатами оцінки базових радіаційних характеристик можна визначити величини радіоекологічного (еколого-дозового) ризику для населення на пізній стадії після аварійного процесу, який обумовлений локальним затриманням аварійний радіонуклідів ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr на землях, де випасають молочну худобу та де знаходяться джерела питної води.

Базовою радіоекологічною характеристикою ($BRD_{later-assident}^{ing}$) при цьому виступають: активність ¹³⁷Cs у верхньому шарі ґрунту пасовищ ($\rho_{^{137}\text{Cs}}$, Бк · м⁻²) та коефіцієнт переходу ¹³⁷Cs за

ланцюгом “ґрунт пасовищ – кормові рослини – молоко” для населеного пункту j ($K_{^{137}\text{Cs},j}$, м² · л⁻¹). Крім цього у $BRD_{later-assident}^{ing}$ внесено параметр μ , який враховує час утримання молочної худоби у різних умовах: в умовах випасу на пасовищі та в умовах стійлового годування: $BRD_{later-assident}^{ing} = \rho_{^{137}\text{Cs}} \cdot \mu$.

При проведенні безпосередніх розрахунків дані щодо величини коефіцієнту $K_{^{137}\text{Cs},j}$ можна брати з літературних джерел, а для Південного Степу зокрема можна використовувати величини $(0,8 \pm 0,2) \cdot 10^{-3}$ м² · л⁻¹, отримані за даними радіометрії проб ґранту і трав'яної рослинності, відібраних у 1992 - 1993 рр., 1996 р. та 1999 р. Обчислений аналогічним чином коефіцієнт $K_{^{137}\text{Cs},j}$, за даними радіометрії молока у 1986р., показав величини на рівні $(2,5 \pm 0,5) \cdot 10^{-3}$ м² · л⁻¹, тобто у 3 рази більші, ніж на середній та пізній стадіях післяаварійного періоду. Це можна пояснити тим, що на ранній стадії після аварійного періоду забруднення трав'яної рослинності відбувається переважно аерозольним шляхом, а у більш пізні роки – в основному через ґрунт. Параметр μ , з урахуванням організаційно-економічних змін ведення сільськогосподарської діяльності на початку 90-х років минулого століття, дорівнював $0,70 \pm 0,12$ (до цього часу цей показник складав $0,25 \pm 0,05$).

В результаті отримано, що ефективний радіоекологічний ризик забруднення території на пізній стадії післяаварійного періоду $r_{later_post-accident}^{*ing}$ в одиницях щільності радіонуклідних випадінь (Зв / Бк · м⁻²) може бути представлений експоненціальною часовою залежністю:

$r_{later_post-accident}^{*ing} = r_{early_post-accident}^{*ing} \cdot e^{-0,235t}$. Для територій південного регіону України від змінюється від $(3,2 \pm 1,5) \cdot 10^{-6}$ (у 1986 р.) до $0,42 \pm 0,11) \cdot 10^{-6}$ (у 2007 р.) Зв / Бк · м⁻² ¹³⁷Cs.

При такому підході формування дозового навантаження на пізній стадії післяаварійного періоду $E_{later_post-accident}^*$ можна представити у вигляді:

$$E_{later_post-accident}^* = r_{later_post-accident}^{*inhal} \cdot C_{131I}^{air} + r_{later_post-accident}^{*ing} \cdot \rho_{137Cs} \quad (3)$$

Верифікація результатів моделювання здійснена, використовуючи результати:

- визначення $E_{later_post-accident}^*$ за (1.) при її стохастизації методом статистичного експерименту;
- визначення $E_{later_post-accident}^*$ відповідно до (3.) за даними натурних досліджень з різни особистих та колективних господарств Миколаївської області.

Перевірку надійності здійснено методом стохастичного прогнозування (невизначеністю при цьому характеризуються ρ_{137Cs} , $K_{137Cs,j}$, μ , а також деякі їх похідні). При стохастичному прогнозуванні взято середні значення цих параметрів в межах границі їх змін, визначених за результатами проведених досліджень. Здійснюючи 100 випробувань моделі при параметрах, значення яких випадковим чином вибиралися з їхніх інтервалів змін, отримуємо результати визначення ефективної дози $E_{post-accident}^*$ у вигляді статистичних характеристик, які порівнюємо з результатами обчислення за даними натурних досліджень. Перевірка збіжності експрес оцінки ефективної дози $E_{later_post-accident}^*$ за моделлю та за даними натурних досліджень для південно-західних районів України показала добрі результати (гістограму розподілу результатів моделювання наведено на рис. 2).

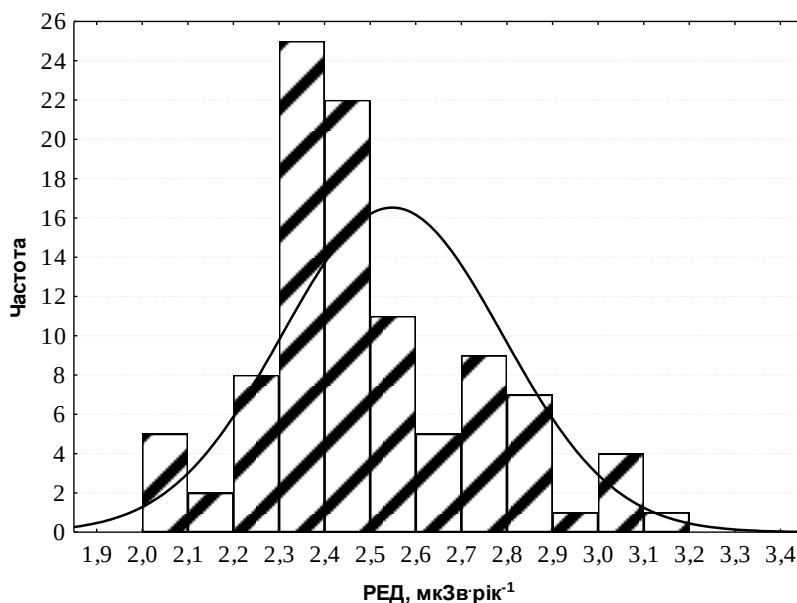


Рис. 2. Гістограма розподілу результатів стохастичного прогнозування річної ефективної дози (РЕД) $E_{later_post-accident}^*$ на ранній стадії післяаварійного періоду (на прикладі постраждалих територій північно-західних районів Миколаївської області)

Як видно, розподіл результатів моделювання наближується до нормального закону розсіювання даних, а певні відхилення можна пояснити значною варіабельністю вихідних параметрів моделі.

Висновки

Системний аналіз методів проведення радіоекологічного моніторингу територій в Україні та Білорусі свідчив, що визначення рівнів дозового навантаження на людину, яка мешкає на території, що зазнає хронічного впливу радіонуклідних поллютантів, потребує проведення моніторингу джерел забруднення, моніторингу об'єктів оточуючого середовища та моніторингу зовнішніх впливів

факторів. Це вимагає систематичних трудомістких досліджень, супроводжується втратою часу та іншими незручностями.

Здійснено пошук апарату оперативного прогнозування дозового навантаження на людину як в нормальних умовах роботи АЕС, так і на випадок аварійної ситуації. Для оперативної орієнтації у формуванні дозової ситуації пропонується введення показника радіоекологічного ризику джерела випромінювання, який визначається як *ефективна доза опромінення від певного джерела, приведена до одиниці вмісту радіонуклідного полютанта в об'єкті довкілля, який стоїть на початку дозоформуючого ланцюгу*.

У запропонованому методі нормалізацію пропонується здійснювати за базовою радіоекологічною характеристикою (BRD), яка повинна характеризувати радіонуклідне забруднення об'єкта довкілля, що стоїть на початку дозоформуючого ланцюга, повинна враховувати інші чинники, які модифікують вплив радіаційного забруднення цього об'єкта на людину.

Для експрес-оцінки інтегрального дозового ризику при радіаційно-екологічному моніторингу територій поблизу АЕС встановлено базові радіоекологічні характеристики та базові радіонукліди на ранній та пізній стадіях післяаварійного періоду:

- на ранній стадії – базовими радіоекологічними характеристиками виступають вміст радіонуклідів у повітрі та поверхнева активність радіонуклідів на ґрунті; базовими (реперними) радіонуклідами визнано ^{131}I , ^{137}Cs ;
- на пізній стадії – базовими радіоекологічними характеристиками виступають поверхнева активність радіонуклідів у ґрунті та коефіцієнт переходу ^{137}Cs за ланцюгом “ґрунт пасовищ – кормові рослини – молоко”; базовими (реперними) радіонуклідами визнано ^{137}Cs .

Визначені величини середньорічного радіоекологічного ризику на ранній стадії післяаварійного періоду: $(0,006 \pm 0,003) \cdot 10^{-3}$ Зв на $1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ ^{131}I у повітрі; $(3,2 \pm 1,5) \cdot 10^{-6}$ Зв на $1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ ^{137}Cs , а також визначена експоненціальна часова залежність радіоекологічного ризику для пізньої стадії післяаварійного періоду (зі швидкістю зниження $e^{-0,235t}$ на $1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ ^{137}Cs) – можуть бути запропоновані для експрес-оцінки інтегрального дозового ризику в умовах радіоекологічно-небезпечної ситуації, пов'язаної з викидом радіонуклідних полютантів при аваріях на АЕС.

Список літератури

1. Георгиевский В.Б. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях – Монография. – К.: Наукова думка – 1994 р. – 237 с.
2. Григор'єва, Л. І., Томілін Ю.А. Формування радіаційного навантаження на людину в умовах півдня України: чинники, прогнозування, контрзаходи: Монографія. — Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2009. — 370 с.
3. Використання моделей оцінки радіоекологічного ризику та моделей біодозиметричної оцінки для оптимізації еколого-дозиметричного моніторингу територій при аваріях на ядерних об'єктах: Звіт з НДР (проміж. за 2013 р.) //ІНРТЕБ ЧДУ імені Петра Могили. – 2013. – 46 с.
4. Використання моделей оцінки радіоекологічного ризику та моделей біодозиметричної оцінки для оптимізації еколого-дозиметричного моніторингу територій при аваріях на ядерних об'єктах: Звіт з НДР (заклуч. за 2013 р.) //ІНРТЕБ ЧДУ імені Петра Могили. – 2013. – 44 с.
5. Крышев А.И., Бадалян К.Д., Сазыкина Т.Г., Крышев И.И. Оценка допустимого содержания радионуклидов в почве по уровням радиационного риска для населения с учетом целей землепользования // Проблемы радиозологии и пограничных дисциплин. – Вып. 8. – Екатеринбург, 2006 г. – С.174-195,
6. Крышев В.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-экологического комплекса России. Москва: Издат, 2000.
7. Сазыкина Т.Г., Крышев И.И. К вопросу об оптимизации радиационного мониторинга окружающей среды на основе методологии анализа риска // Проблемы радиозологии и пограничных дисциплин – Вып. 13. – 2010. – С. 33-52.

**ФИЗИОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ И ПАРАЗИТОФАУНА ДИКОГО КАБАНА,
ОБИТАЮЩЕГО НА ТЕРРИТОРИИ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС**Гулаков¹ А.В., Пенькевич² В.А.¹УО «Гомельский государственный университет имени Франциска Скорины»,²ГПНИУ «Полесский государственный радиационно-экологический заповедник»

В результате катастрофы на Чернобыльской АЭС произошло загрязнения обширной территории долгоживущими радионуклидами. В настоящее время в большинстве случаев, при которых организмы подвергаются воздействию радиации, как от естественных, так и от техногенных источников, речь идет об облучении в небольших дозах. Поэтому главную тревогу вызывают последствия радиационного воздействия в малых дозах, особенности биологических эффектов которых до сих пор мало изучены и являются предметом активных споров [1, 2, 3].

Установлено, что в зоне радиоактивного загрязнения у людей и животных отмечаются качественные и количественные изменения форменных элементов крови, изменяется клеточный состав костного мозга, повышается частота аномалий, снижается процентное и абсолютное содержание Т- и В-лимфоцитов, нарушается синтез иммуноглобулинов, изменяется гормональный статус и угнетается физиологическое развитие [4, 5].

При проведении радиэкологического мониторинга за дикими копытными в послеаварийный период, особый интерес представляла оценка физиологического состояния отдельных популяций диких животных, обитающих, как в зоне отчуждения, так и сопредельной территории.

Как известно система крови является одной из самых радиочувствительных. Существуют общие закономерности в изменениях качественного и количественного состава периферической крови под воздействием радиации. Снижение количества форменных элементов наступает тем раньше и интенсивней, чем больше доза облучения. В ряде случаев изменения в составе крови возникают при действии на организм относительно малых доз радиации и могут быть единственными диагностическими показателями лучевых заболеваний и их последствий [6, 7].

Так же может изменяться количественный аминокислотный состав гемоглобина, ослабляться прочность связи между гемом и глобином, повышаться процент метгемоглобина [8].

Гематологические методы исследования широко применялись при изучении последствий аварии на Чернобыльской АЭС для диких животных, обитающих на территории с высокой плотностью радиоактивного загрязнения [9, 10].

Произошедшая техногенная катастрофа привела так же к появлению естественного полигона с новым фактором воздействия на паразитоценозы: повышенный уровень ионизирующего излучения, прекращение хозяйственной деятельности, введение охранный режима. В результате сложились своеобразные экологические условия: хорошая кормовая база, отсутствие фактора беспокойства на протяжении длительного времени, большая площадь, оказывающие огромное влияние на фауну, обитающая на территории радиоактивного загрязнения и флору данного региона.

Кабан (*Sus scrofa* L., 1758) регистрируется на всей территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Численность его составляет около 1650 особей, при плотности 8,3 ос./1000 га пригодной для обитания вида площади. В заповеднике обитает около 4 % популяции данного вида в республике, или около 15 % численности в Гомельской области [11]. Широкое распространение и ущерб, причиняемый паразитами кабана, выдвигает их изучение в число актуальных задач популяционной экологии.

Основной целью данной работы являлось оценка клинико-физиологического состояния и изучение структуры паразитоценоза дикого кабана, обитающего на территории с высокой плотностью радиоактивного загрязнения.

Исследования проводились как на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника, так и на местности с невысоким уровнем радиоактивного загрязнения.

Клиническое состояние животных в целом за весь период исследований не имело существенных отклонений от физиологической нормы. Визуальный осмотр и наблюдение за животными в природной среде показали, что у них хорошее обоняние, острота зрения, не нарушена координация движения и частота дыхания, отмечается хорошая поедаемость корма. Не приходилось встречать животных с аномальным развитием (уродства, гигантизм, карликовость). За время наблюдения за отдельными популяциями диких животных встречались особи разных возрастных

групп. У кабана отмечали и добывали особей не старше 5 – 7 лет. В результате послеубойного осмотра было установлено, что у всех добытых животных упитанность хорошая, кожные покровы чистые, эластичные, шерстный покров густой и прочно удерживается.

Анализ крови диких кабанов показал, что у животных, добытых в сезон 1990 – 1991 годов в зоне отчуждения и зоне отселения, наблюдалось незначительное снижение количества лейкоцитов до уровня 6,7 – 7,3 тыс./мкл. В то время как у животных, обитающих на территории Гомельского района (контроль) их количество составило 9,3 тыс./мкл.

В период 1992 – 93 годов у кабанов из зоны отчуждения отмечены аналогичные изменения в составе крови с существенным снижением количества лейкоцитов до 3,5 тыс./мкл. При проведении дальнейших исследований количество лейкоцитов у животных, добытых на территории с высоким уровнем радиоактивного загрязнения, составляло у диких кабанов зоны отчуждения 3,4 – 4,9 тыс./мкл и зоны отселения 3,1 – 4,9 тыс./мкл соответственно. Данный показатель был в среднем в 1,5 – 2,0 раза ниже по сравнению с животными, обитающими на относительно «чистой» территории, у которых количество лейкоцитов составляло около 8,0 тыс./мкл.

Остальные форменные элементы крови добытых диких кабанов не выходили за пределы нормы. Так количество эритроцитов у кабанов, обитающих на территории зоны отчуждения, составляло 4,9 – 6,4 млн./мкл и 5,8 – 6,2 млн./мкл у животных зоны отселения. Наибольшее количество эритроцитов отмечалось у животных, отстрелянных на территории контрольного района – 5,7 – 7,7 млн./мкл.

Содержание гемоглобина составляло 11,7 – 16,4 г % у животных, добытых на территории зоны отчуждения, и 10,3 – 16,0 г % у дикого кабана зоны отселения.

Следует отметить, что процентное содержание сегменто-ядерных нейтрофилов у дикого кабана было в 2 – 3 раза ниже физиологических параметров независимо от территории обитания.

До аварии на Чернобыльской АЭС у кабана Полесской популяции насчитывалось – 12 видов паразитических червей [12]. После аварии, в созданном Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике, только отмечалось о широком распространении в популяции кабана таких гельминтов, как *Metastrongylus elongatus*, *M. pudendotectus*, *M. salmi*, *Dicrocoelium lanceatum*, *Ascaris suum*, *Trichinella spiralis*, *Taenia hydatigena larvae* [13].

Нами выявлено 17 видов гельминтов: *Fasciola hepatica* (2,3 %), *Alaria alata larvae* (2,3 %), *Sparganum spiromenra erinacei* (50,6 %), *Echinococcus granulosus larvae* (17,8 %), *Taenia hydatigena larvae* (*Cysticercus tenuicollis*) (10,0 %), *Metastrongylus elongatus* (77,7 %), *Metastrongylus pudendotectus* (77,7 %), *Metastrongylus salmi* 77,7 %), *Globocephalus urosubulatus* (26,6 %), *Ascaris suum* (16,1 %), *Oesophagostomum dentatum* (10,5 %), *Ascarops strongylina* (9,2 %), *Physocephalus sexalatus* (15,2 %), *Trichocephalus suis* (33,3 %), *Strongyloides ransomi* (12,6 %), *Trichinella spiralis* (5,3 %), *Macracanthorhynchus hirudinaceus* (54,0 %).

Нематоды представлены 11 (64,7 %) видами, цестоды – 3 (17,6 %), трематоды – 2 (11,8 %) и 1 вид (5,9 %) акантоцефал.

В кишечнике обитает 8 (47,1 %) видов гельминтов: нематод 6 – *Globocephalus urosubulatus* (5–34 экз.), *Ascaris suum* (1–4 экз.), *Oesophagostomum dentatum* (16–97 экз.), *Ascarops strongylina* (2–19 экз.), *Physocephalus sexalatus* (3–35 экз.), *Trichocephalus suis* (8–39 экз.), *Strongyloides ransomi* (2–12 экз.), акантоцефал 1 – *Macracanthorhynchus hirudinaceus* (6–65 экз.), в легких 4 вида (23,5 %): нематод 3 – *Metastrongylus elongatus*, *Metastrongylus pudendotectus*, *Metastrongylus salmi* (11–1128 экз.) и трематод 1 вид – *Alaria alata larvae* (1–2 экз.); в печени 2 вида (11,8 %): трематод 1 – *Fasciola hepatica* (2–4 экз.), цестод 1 – *Echinococcus granulosus larvae* (1–5 экз.); в подкожной клетчатке и на серозных покровах по одному виду цестод, соответственно – *Sparganum spiromenra erinacei* (3–107 экз.) и *Taenia hydatigena larvae* (*Cysticercus tenuicollis*) (1–4 экз.). В мышцах 1 вид (5,8 %) – личинки нематод *Trichinella spiralis* (3–14 экз.).

У кабана основу гельминтокомплекса составляют метастронгилиды (легочные нематоды) и макраканторинхусы (колючеголовые) или скребни (гельминты кишечника).

Нематоды: *Metastrongylus elongatus*, *M. pudendotectus* и *M. salmi*, отмеченные у 80,5 % животных, с ИИ от 11 до 1128 экз. Все виды метастронгилид встречаются в легких в смешанной инвазии, но преобладает вид – *Metastrongylus pudendotectus* (5–579 экз.).

У кабана паразитируют и другие паразиты: в толстом кишечнике – *Balantidium suis* (42,9 %), *Trichomonas suis* (7,1 %), в тонком кишечнике – *Eimeria deblicki*, *E. perminuta*, *E. polita*, *Isospora suis* (46,1 %), в мышцах – *Sarcocystis (suicanis) mischeriana* (9,2 %).

Анализ исследования кабана показывает, что в 100 % случаев у кабана встречается смешанная инвазия – паразитоценоз. Паразитирует сочетание паразитов (от 2 до 8 видов на животное).

Паразитирование только двух видов зарегистрировано у 4,7 % животных. У большинства животных одновременно встречались три (19,0 %), четыре (33,3 %) и пять (23,8 %) видов паразитов. Шесть видов отмечено у 9,5 %, семь и восемь – у 4,8 % кабанов.

Таким образом, в результате проведенных исследований было установлено, что у дикого кабана, добытого на территории зоны отчуждения в более ранний период исследований отмечен ряд изменений физиологического состояния, которые менее выражены или отсутствовали у животных, обитающих на территории зоны отселения и контрольного района. Воздействие радиационного фактора, в комплексе с другими неблагоприятными факторами окружающей среды, на систему кроветворения диких животных проявилось в виде выраженной лейкопении и эозинофилии, с нередко выраженным лимфоцитозом и снижением процента сегментоядерных нейтрофилов.

У дикого кабана, добытого на территории заповедника, обнаружено 24 вида паразитов: 17 видов гельминтов, 7 – паразитических простейших – *Balantidium suis*, *Trichomonas suis*, которые обитают в толстом кишечнике; *Eimeria deblicki*, *E. perminuta*, *E. polita*, *Isospora suis* – в тонком кишечнике, и *Sarcocystis (suicanis) mischeriana* – в мышцах.

Список литературы

- 1 Бурлакова, Е.Б. Эффект сверхмалых доз / Е.Б. Бурлакова // Вестник РАН. – 1994. – Т. 64. – №5. – С. 425.
- 2 Спитковский, Д.М. Концепция действия низких доз ионизирующей радиации на клетки и ее возможное использование для интерпретации медико-биологических последствий аварии на ЧАЭС / Д.М. Спитковский // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1992. – Т.32. – №3. – С.382–400.
- 3 Шевченко, В.А. Генетические последствия действия ионизирующих излучений / В.А. Шевченко, М.Д. Померанцева. – Москва: Наука. – 1985. – 279 с.
- 4 Киршин, В.А. Ветеринарная противорадиационная защита / В.А. Киршин, В.А. Бударков – М.: Агропромиздат, 1990. – 206 с.
- 5 Носова, Л.И. Динамика изменения гематологических показателей у позвоночных из зоны ЧАЭС / Л.И. Носова, В.А. Шалимов, В.И. Рясенко, Ж.Т. Шевченко // Тезисы докладов международной научной конференции «Чернобыль–94» – Зеленый Мыс, 1994. – С.253.
- 6 Андреева, Л.П. Количественные и качественные изменения кроветворной системы животных при комбинированном действии нуклидов различной тропности / Л.П. Андреева, П.В. Голощанов // Радиоэкология животных: материалы I Всесоюзной конференции. – М.: Наука, 1977. – С. 214–215.
- 7 Шмелева, Н. И. Особенности эритропоэза у животных, перенесших острую лучевую болезнь / Н.И. Шмелева // Радиобиология. – 1972. – №4. – С. 427–437.
- 8 Стародуб, Н.Ф. Радиационное поражение гемоглобина / Н.Ф. Стародуб, Г.М. Рекун, И.М. Шурьян. – К.: Наукова думка, 1976. – 130 с.
- 9 Алексина, М. Ю. Радиобиологические эффекты в различных органах и тканях животных в зоне радионуклидного загрязнения в результате аварии на ЧАЭС / М.Ю. Алексина, В.И. Рясенко, П.И. Рымаренко. – Чернобыль, 1994. – С. 27–51.
- 10 Маслова, К.И. Атлас патоморфологических изменений у полевок - экономок из очагов локального радиоактивного загрязнения / К.И. Маслова [и др.]. – Санкт-Петербург: Наука, 1994. – 192 с.
- 11 Кучмель С.В. Видовой состав млекопитающих отрядов насекомоядные, зайцеобразные, хищные, грызуны и парнокопытные Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / С.В. Кучмель // Фаунистические исследования в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике: сборник научных трудов. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. – С. 38–64.
- 12 Анисимова, Е.И. Численность и распространение эпидемически и эпизоотически опасных видов паразитов в зоне аварии ЧАЭС / Е.И. Анисимова [и др.] // Актуальные проблемы медицинской и ветеринарной паразитологии: тез. докл. межд. научной конференции. – Витебск, 1993. – С. 120–121.
13. Одинцова, Т.М. Особенности динамики гельминтоценозов диких копытных в условиях ПГРЭЗ / Т.М. Одинцова // 10 лет Полесскому государственному радиационно-экологическому заповеднику: сборник статей. – Минск, 1998. – С. 221–224.

ФОРМУВАННЯ ІНДУКОВАНИХ ПОШКОДЖЕНЬ ХРОМОСОМ В СОМАТИЧНИХ КЛІТИНАХ ЛЮДИНИ ЗА КОМБІНОВАНОЇ ДІЇ КОФЕЇНУ З ЧИННИКАМИ ХІМІЧНОЇ ТА ФІЗИЧНОЇ ПРИРОДИ

Демченко О.М., Дьоміна Е.А., Пилипчук О.П., Михайленко В.М.

Інститут експериментальної патології, онкології і радіобіології ім. Р.Є. Кавецького НАН України

Вступ. Дослідження комбінованого впливу факторів навколишнього середовища (фізичної природи - малих доз іонізуючої радіації (ІР) та хімічної - (оксидів азоту ОА)) на генетичні структури біологічних об'єктів та прогнозування стохастичних ефектів за умов таких дій на сьогодні є однією з актуальних проблем радіобіології та радіаційної медицини. Контроль за розповсюдженням мутагенів різної природи та міри по обмеженню контакту з ними – давно усвідомлена необхідність, тим паче мутагенні фактори широко розповсюджені у середовищі існування людини. Одним із таких мутагенних факторів та канцерогенно небезпечних сполук є ОА особливо широко розповсюдженний у промислових центрах та велих містах країни який є одним з головних забруднювачів атмосферного повітря. Дискутується питання щодо можливої участі ОА у формуванні геномної нестабільності, оскільки встановлено їх здатність до інгібування ферментів системи репарації ДНК [1,2,3,]. Доказано роль малих доз ІР у формуванні генетичної нестабільності організму та ряду інших аномалій таких як вроджених вад розвитку, низки захворювань [4].

При оцінці формування генетичних пошкоджень організму людини за умов комбінованої дії хімічних та фізичних мутагенів необхідно звернути увагу на додатковий вплив розповсюджених речовин, в тому числі медичних препаратів. Наприклад, встановлено, що кофеїн (К) з яким більшість із нас стикається повсякчас в якості ліків та харчового продукту, часто перевищуючи щоденну норму вживання, може проявляти ко-мутагенні властивості. Впливаючи на функціонування генетичного апарату клітини, К утворює стійкі комплекси, як з молекулами біологічно активних речовин так і з самою молекулою ДНК. При використанні К у високих концентраціях він здатний індукувати гибель клітин по типу апоптозу [5,6].

Враховуючи онкогенну небезпеку підвищеного рівня індукованих аберацій хромосом в клітинній популяції, актуальним є вивчення хромосомних перебудов в соматичних клітинах людини за дії канцерогенів хімічної та фізичної природи. Найбільш плідним підходом до визначення особливостей впливу К на формування генетичної нестабільності в соматичних клітинах людини при комбінованій дії мутагенів хімічної природи (ОА) є паралельне виконання досліджень з використанням мутагенів фізичної природи (ІР).

Мета роботи – аналіз частоти індукованих аберацій хромосом в культурі лімфоцитів периферичної крові людини за дії ОА та малих доз ІР під впливом К.

Матеріали і методи. Цитогенетичні дослідження *in vitro* виконано з використанням тест-системи культури лімфоцитів периферичної крові (ЛПК) умовно здорових осіб з метафазним аналізом аберацій хромосом. В якості хімічного мутагену використано ОА в концентрації 1,0 мкМ/мл. К використовували в концентраціях (0,4–1,2 мг/мл) крові, що відповідала терапевтичній концентрації, та перевищувала її в 1,5 – 3,0 рази, К вводили в культуру одразу після ОА та опромінення. Опромінення зразків крові (лімфоцитів в G₀-періоді клітинного циклу) здійснювали на рентгенівському апараті "Рум-17" в дозі 0,3 Гр. Культивування ЛПК здійснювали за модифікованим методом протягом 52 год [7]. З метою оцінки проліферативного потенціалу лімфоцитів за різних експериментальних умов визначали також мітотичну активність клітин.

Результати і обговорення. Першим етапом дослідження було визначення мітотичної активності ЛПК людини за умов комбінованої дії К та досліджуваних агентів (ОА та ІР). Встановлено, що К у діапазоні концентрацій 0,4–1,2 мг/мл пригнічує мітотичну активність лімфоцитів порівняно з контролем від 16 до 22 %, відповідно. Із зростанням концентрації К (0,6–1,2 мг/мл) істотного пригнічення мітотичного індексу ЛПК донорів не відбувається. При комбінованій дії К та ОА в концентрації 1,0 мкМ мітотичний індекс ЛПК, порівняно з інтактним контролем, знижується від 17 до 40 %, відповідно. Слід зауважити, що найбільше пригнічення мітотичної активності лімфоцитів спостерігалось при найменшій та найбільшій концентрації К, а саме 0,4 мг/мл та 1,2 мг/мл та за додаткової дії ОА, відповідно. Встановлено, що К в концентрації 0,6 мг/мл крові, що перевищує

терапевтичну концентрацію в півтора рази знижує показники мітотичного потенціалу ~ на 20 % в порівнянні з інтактним контролем. При опроміненні культури ЛПК в дозі 0,3 Гр, та додатковій дії К мітотичний індекс ЛПК суттєво не відрізнявся з показниками МІ за дії лише опромінення порівняно лише з лише контролем (Рис.1). На основі виконаних модельних експериментів можна зробити висновок, що К знижує здатність ЛПК до стимуляції мітогеном.

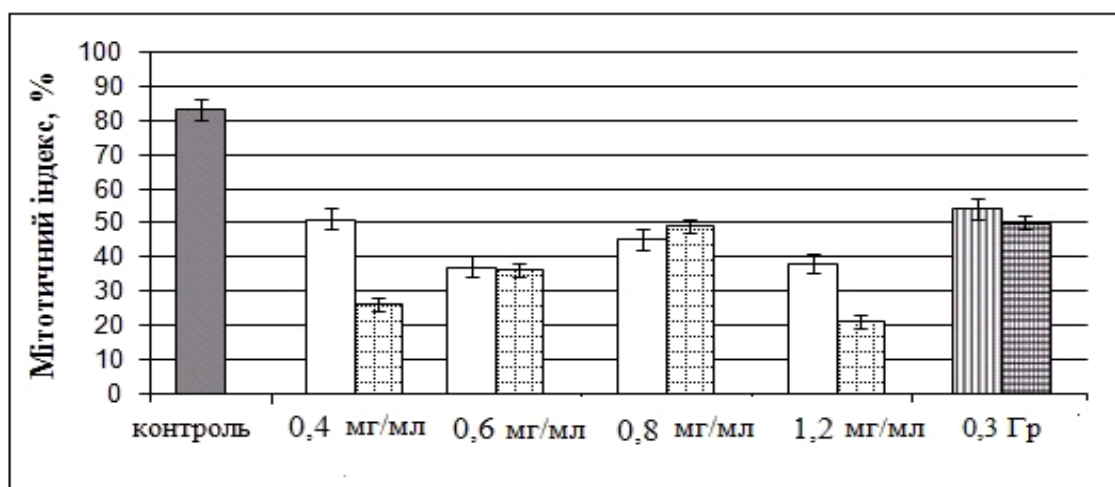


Рис. 1. Мітотична активність ЛПК людини за умов комбінованої дії К та агентів хімічної та фізичної природи. ■ - контроль, □ - кофеїн, ▨ кофеїн+ оксид азоту, ▩ - опромінення 0,3 Гр, ▩- опромінення + кофеїн

Другим етапом дослідження було дослідити рівень структурних перебудов у культурі ЛПК за комбінованого впливу К в діапазоні концентрацій 0,4 -1,2мг/мл та ОА і ІР. У рамках дослідження встановлено, що середньогрупове значення спонтанного рівня аберацій хромосом у культурі ЛПК людини становило 2%, що не перевищувало середньопопуляційний рівень. Додаткова дія К за концентрацій 0,4–1,2 мг/мл не викликає зростання структурних перебудов хромосом, частота аберацій хромосом становить 2–3 %, що відповідає загальноприйнятим нормам (0–3 %) [8]. За умов комбінованого впливу К та ОА (1,0 мкМ) відбувається зростання спонтанної частоти структурних генетичних пошкоджень. Так, при концентрації К 0,4 мг/мл та нітрозovanого глутатіону 1,0 мкМ індукована частота аберацій хромосом зросла у 1,5 рази порівняно із спонтанним рівнем (Рис.2).

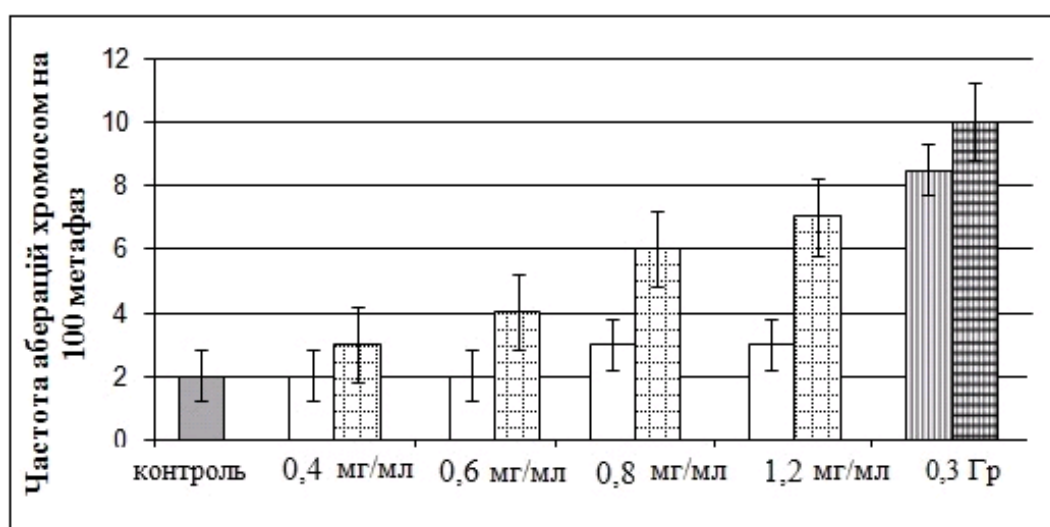


Рис. 2. Частота індукованих аберацій хромосом ЛПК крові людини за дії хімічних агентів та опромінення. ■ - контроль, □ - кофеїн, ▨ кофеїн+ оксид азоту, ▩ - опромінення 0,3 Гр, ▩- опромінення + кофеїн

Одержані дані опосередковано свідчать про пригнічення процесів репарації ДНК внаслідок комбінованого впливу хімічних агентів та підтверджуються даними літератури [9] про сенсibilізацію К цитогенетичного ефекту хімічних мутагенів — ОА. Слід зауважити, що це становить небезпеку для населення в цілому, так як вплив К на організм людини несе не лімітований характер, ми постійно споживаємо його в якості продукту чи ліків, а ОА виробляється нашим організмом та надлишок його потрапляє в організм людини з навколишнього середовища тому комбінований вплив цих двох хімічних агентів несе більш синергетичний ефект ніж адитивний.

Аналізуючи загальну частоту радіаційно-індукованих аберацій хромосом при опроміненні ЛПК в G_0 фазі клітинного циклу в дозі 0,3 Гр та дії ко-мутагену К у концентрації 0,6 мг/мл, суттєвої різниці між даними показниками не спостерігалось (Рис.2). Як відомо, одним з механізмів дії К скасовування затримки клітинного циклу, викликаной дією ІР наприкінці S- і G_2 - фаз, тим самим скорочуючи час репарації надаючи можливість реалізовуватись радіаційно-індукованих, що виражається підвищенням аберацій хромосом. У даному випадку можна узагальнити, що малі дози ІР не викликають затримки поділу.

Отримані нами дані підтверджують, що формування аберацій є характерним для виявлення генотоксичних ефектів за дії факторів хімічної та фізичної природи. Встановлено, що сумісний вплив двох хімічних агентів призводить до дестабілізації генетичного апарату лімфоцитів, пошкоджуючий ефект та особливості прояву залежить від концентрації досліджуваних речовин. Теоретично не можна спростовувати можливість того, що ефекти К можуть опосередковуватись декількома механізмами, в тому числі подавленням синтезу ДНК, зниження ефективності функціонування системи репарації, що сумарно призводить до нестабільності геному.

Висновок: Кофеїн пригнічує мітотичну активність лімфоцитів периферичної крові людини ~ на 20 % в порівнянні з інтактним контролем, не впливаючи, як на спонтанний так і на радіаційно-індукований рівень аберацій хромосом. Кофеїн сам по собі не викликає генетичних перебудов соматичних клітин людини та виступає у ролі ко-мутагену по відношенню до іонізуючої радіації та оксиду азоту.

Список використаної літератури

1. Nitric oxide and protein phosphatase 2A provide novel therapeutic opportunities in ER-negative breast cancer / Switzer C., Glynn S., Ridnour L. // Trends Pharmacol. Sci. – 2011. – Vol. 32 N.11. – P. 644 – 651
2. Radiosensitization of hypoxic tumour cells by S-nitroso-N-acetylpenicillamine implicates a bio-reductive mechanism of nitric oxide generation / M. Janssen, V. Verovski, D. van den Berge [et al.] // Br. J. Cancer. – 1999. – Vol. 79, N. 7–8. – P. 1085–1089
3. Губкина С.А. Оксид азота и его физиологические комплексы в системах, моделирующих карбонильный стресс и их динамику в организме: автореф. дис... канд. физ.-мат. Наук: 03.00.02 / МДУ ім. М.В. Ломоносова. – М., 2009. – 24 с.
4. Богданов И.М., Сорокина М.А., Маслюк А.И. Проблема оценки эффектов воздействия «малых» доз ионизирующего излучения // Бюллетень сибирской медицины. № 2. 2005. С. 145-151
5. Musk S. R. , Reduction of radiation-induced cell cycle blocks by caffeine does not necessarily lead to increased cell killing. /S. R. Musk//Radiat. Res. - 1991. - V.125,. - P.262–266 .
6. Yang, H. Caffeine suppresses metastasis in a transgenic mouse model: a prototype molecule for prophylaxis of metastasis/ H. Yang, et al.//Clinical & Experimental Metastasis. - 2004. - Vol 21. - №8. - P. 719–735
7. Cytogenetic analysis for radiation dose assessment. – Vienna: IAEA, 2001.– P.126.
8. . База данных для анализа количественных характеристик частоты хромосомных aberrаций в культуре лимфоцитов периферической крови человека / Н. П. Бочков, А. Н. Чеботарев, Л. Д. Катосова, В. И. Платонова // Генетика. – 2001. – Т. 37, № 4. – С. 549 – 557.
9. Schneich J., Michaelis A., Rieger R. Caffeine und die chemische Induction von Chromatidenaberrationen bei *Vicia faba* und Ascitomuren der Maus // Biol Zbl. – 1970. – № 89 – P. 49 – 53.

ЛЕЙКЕМІЯ СЕРЕД УЧАСНИКІВ ЛІКВІДАЦІЇ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧАЕС. РОЛЬ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ТА ІНШИХ ЧИННИКІВ У ФОРМУВАННІ РИЗИКІВ.

Бази́ка Д.А.¹, Мабу́чі К.², Дягі́ль І.С.¹, Хатч М.², Гудзенко Н.А.¹, Чума́к В.В.¹, Заблоте́ська Л.Б.³,
Бабкі́на Н.Г.¹, Баханова О.В.¹, Троцю́к Н.К.¹

¹ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України»

²Національний інститут раку США

³Університет Сан-Франциско, США

Лейкемію визнано багатофакторним захворюванням, в етіології якого суттєву роль відіграють перелік фізичних, хімічних та біологічних чинників.

Виникнення лейкемії у зв'язку із впливом іонізуючого випромінювання не викликає сумнівів. Лейкемія як найбільш ранній суттєвий віддалений ефект такого впливу було відомо декади до Чорнобильської катастрофи. У низці епідеміологічних досліджень було отримано беззаперечні докази такого причинно-наслідкового зв'язку. Основні доказові факти було отримано в дослідженнях когорти осіб, які пережили атомне бомбардування Хіросими і Нагасакі в 1945 р. [1-3] Ці дослідження показали, що найбільший надлишковий ризик виникнення лейкемії спостерігався через 5-8 років після експозиції, потім зменшувався, але все ще фіксувався десятиліттями потому. Підвищений ризик лейкемії також спостерігався в групах пацієнтів, які зазнали опромінення із медико-діагностичною або терапевтичною метою [4-6]. Крім того, було опубліковано результати спостережень у професійних групах, в яких було доведено факт підвищеної захворюваності на лейкемію внаслідок дії іонізуючого випромінювання (медичні працівники, стюардеси, шахтарі, учасники випробувань атомної зброї, а також працівники підприємства «Маяк» на Уралі та інших виробництв, пов'язаних із радіацією) [7-10]. Окрім іонізуючого випромінювання, доведеною є роль впливу деяких хімічних речовин (бензолу, пестицидів, органічних розчинників, медичних препаратів (алкілізуючих цитостатиків) [11-13]. Визнано суттєвим також роль спадковості, стилю життя (надлишкова вага, паління) та біологічних агентів (вірусної інвазії) [14-18].

Всі ці фактори можуть бути визначальними у виникненні захворювання на лейкемію, або модифікуючими ризик, спричинений іншим фактором. У цьому сенсі особливо важливим є врахування таких потенційних ефектів в епідеміологічних дослідженнях, направлених на оцінку збитків популяційного здоров'я після опромінення у зв'язку із аварією на ЧАЕС.

Оцінку таких потенційних залежностей було закладено в перелік завдань українсько-американського епідеміологічного дослідження лейкемії серед учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС.

Поряд із основною метою дослідження, яка полягала в оцінці дозозалежних ризиків лейкемії у зв'язку із опроміненням внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, в дослідженні планувалось визначити можливі характеристики опромінення та додаткові фактори, які потенційно могли модифікувати ризик.

Матеріали і методи.

Досліджувана когорта складалась з 110 645 ліквідаторів чоловічої статі, мешканців однієї з 5 областей України (Дніпропетровська, Київська, Харківська, Черкаська, Чернігівська), або м. Києва. Когорта була сформована за даними Державного реєстру України осіб, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи (ДРУ). 75 % когорти склали УЛНА 1945 – 1964 рр народження, тобто були у віці 22 – 41 років на момент аварії на ЧАЕС (медіана – 37 років). В структурі когорти найбільшу частину (64 %) складали учасники аварійних робіт 1986 р.

Період спостереження включав 1986 – 2006 роки.

В перелік досліджуваних захворювань було включено всі види гострої та хронічної лейкемії, яким відповідає один із кодів у діапазоні C91 – C95, згідно із міжнародною класифікацією хвороб 10-го перегляду (МКХ-10).

Дози зовнішнього опромінення відновлювалися ретроспективно за допомогою методу RADRUE, який базується на анкетуванні суб'єкта дослідження з подальшим аналізом характеру, періоду та місця виконання робіт з ліквідації наслідків аварії у період 1986-1990 рр. та пов'язаного з цим рівня дози опромінення [19, 20].

Для оцінки можливого впливу інших факторів на виникнення лейкемії в досліджуваній когорті в анкету для опитування суб'єктів дослідження було внесено блок питань, які стосувались визначених демографічних і професійних характеристик, шкідливих звичок, відповіді на які були включені до аналітичної моделі на заключному етапі обробки даних.

Випадки лейкемії ідентифікувались в гематологічних відділеннях 29 медичних установ обласного і державного рівнів, а також шляхом автоматизованого зіставлення (лінкіджу) файлу когорти та бази даних Національного канцер-реєстру України (НКРУ). Для кожного випадку лейкемії було відібрано 9 контролів, 5 з них було проанкетовано для відновлення дози опромінення та отримання інформації про вплив інших факторів. Контролі відповідали випадку за роком народження та регіоном (областю) реєстрації в ДРУ. Крім того вони були живими на момент діагностики випадку.

162 випадки, ідентифіковані в досліджуваній когорті, були підтверджені 5 незалежними гематологами-патологами із Франції, Великобританії, США та України. Для 137 з них була відтворена доза зовнішнього опромінення. Разом із 863 відповідними контролями вони склали інформаційну базу для подальшого аналізу.

Статистичний аналіз було проведено, застосовуючи модель умовної логістичної регресії (conditional regression model), передбачаючи лінійну залежність доза-ефект шляхом максимальної правдоподібності (maximum likelihood) (McCullagh and Nelder, 1989), використовуючи PECAN модуль статистичного пакету EPICURE (Preston et al, 1993). Разом з тим, ми оцінили (протестували) декілька альтернативних форм моделей залежності, включаючи лінійно-квадратичну та експоненціальну. Використовувалась модель надлишку відносного ризику.

Модель умовної логістичної регресії (conditional regression model) була використана, щоб оцінити співвідношення шансів (odds ratios, OR) і 95% довірчий інтервал ефекту факторів, інших за опромінення, спричинене Чорнобильською катастрофою, на ризик виникнення лейкемії. Достовірність оцінок тестувалась за допомогою тесту відношення правдоподібностей (likelihood ratio tests).

Результати і обговорення

В результаті цього дослідження був встановлений достовірний ефект доза-відповідь лінійного характеру з оціненим ексцесом ризику на 1 Грей опромінення (ERR/Gy) на рівні 3.44 (95% CI 0.47-9.78, $p < 0.01$) в 1986-2000 роках [21] і $ERR/Gy = 1.26$ (95% CI: 0.03, 3.58) протягом подовженого періоду спостереження (1986 – 2006 pp) [22].

Попередній аналіз визначив достовірну ($p = 0,021$) відмінність величини індивідуального ефекту доза-відповідь для 20 випадків, з якими було проведене інтерв'ю за 2 і менше роки після початку хіміотерапії. Оцінений надлишок відносного ризику виникнення лейкемії в 1986-2006 pp для цієї групи пацієнтів мав негативне значення, в той же час для решти 117 випадків він склав 2,38 з 95 % довірчим інтервалом від 0,49 до 5,87 та $p=0,004$. Доза-відповідь ефект був подібною і мала позитивні значення як для не-ХЛЛ групи лейкемій ($ERR/Gy=2,21$, 95% довірчий інтервал 0,05 – 7,61 і $p=0,039$), так і для ХЛЛ ($ERR/Gy=2,58$, 95% довірчий інтервал 0,02 – 8,43 і $p=0,047$) (Таблиця 1). Не було виявлено суттєвого впливу на ризик виникнення лейкемії періоду виконання і виду робіт, які проводились респондентами в 30-км зоні навколо ЧАЕС, а також типу респондента (безпосередньо ліквідатор, або його заступник, «проксі»). В той же час встановлено тенденцію, хоча не достовірну, до зростання ризику зі зростанням віку на момент початку експозиції та зменшення ризику із плином часу з моменту першої експозиції.

Аналізуючи атрибутивний ризик виникнення лейкемії було встановлено, що приблизно 16 % всіх випадків лейкемії, діагностованих серед учасників ЛНА протягом 20 років після катастрофи, були зумовлені опроміненням внаслідок Чорнобильської аварії (популяційний атрибутивний ризик (PAR) = 16,4 % (95 % довірчий інтервал: 3,9 – 32,6)).

Хоча отримані оцінки відповідали очікуванам, була наявною необхідність дослідити вплив інших потенційних причинних або модифікуючих факторів.

Щоб дослідити потенційний ефект факторів, інших за опромінення у зв'язку із виконанням аварійних робіт після аварії на ЧАЕС, ми провели категорійний аналіз за відповідними змінними з попереднім урахуванням впливу дози опромінення.

Опромінення з зв'язку із виконанням професійних обов'язків протягом служби в армії, або роботи на атомних електричних станціях не викликало суттєвих відхилень в оцінках дозо залежного ризику лейкемії, пов'язаного із ліквідацією наслідків аварії. Подібні результати були отримані також для суб'єктів, яких було залучено до роботи на шкідливих виробництвах, в тому числі

нафтопереробних або хімічних, електрогенеруючих, металургійних та інших. Експозиція до шкідливих хімічних речовин, в тому числі до бензину, пестицидів або органічних розчинників, стандартизована за дозою чорнобильського опромінення, також була включена в аналітичну модель. Вплив цих речовин, незалежно від опромінення, не викликав зростання ризику виникнення лейкемії в цілому та її підтипів.

Таблиця 1. Експес відносного ризику на Gy (ERR/Gy) з 95% довірчим інтервалом (CI) для лейкемії за категоріями впливу факторів. Включені випадки лейкемії, які проходили хіміотерапію за 2 і більше років до проведення інтерв'ю (n=117).

Категорії факторів	Кількість випадків (n)	ERR/Gy (95% CI)	Достовірність (P value)
Всі випадки	117	2.38 (0.49, 5.87)	0.004 ^a
Тип лейкемії			
не-ХЛЛ	52	2.21 (0.05, 7.61)	0.039 ^a
ХЛЛ	65	2.58 (0.02, 8.43)	0.047 ^a
Тип роботи під час ЛНА			
Ранні ліквідатори	32	1.49 (-0.02, 5.07)	0.711 ^b
Військові	43	4.23 (0.12, 12.59)	
професійні працівники ядерної промисловості	5	2.72 (-0.91, 19.58)	
інші	37	4.87 (0.02, 16.20)	
Рік діагностики лейкемії			
1986-1994	33	6.70 (0.27, 27.10)	0.141 ^c
1995-2000	36	2.69 (-0.04, 11.23)	
2001-2006	48	1.25 (<-0.69, 5.35)	
Роки з моменту початку експозиції			
0-9	38	5.10 (-0.02, 19.17)	0.162 ^c
10-14	34	4.09 (0.39, 13.47)	
15-20	45	0.84 (<-0.78, 4.50)	
Вік на момент першої експозиції (роки)			
21-34	27	1.01 (<-0.98, 8.65)	0.249 ^c
35-41	30	1.61 (-0.49, 8.80)	
42-49	33	5.67 (0.58, 21.79)	
50-63	27	2.00 (<-0.38-10.11)	

^a P value відмінності ERR/Gy від нульового значення. ^b P value ефекту взаємодії

^c P value тесту лінійної залежності.

В той же час було встановлено, що зростання ризику мієлоїдних форм лейкемії, було асоційоване із експозицією до бензину. Не було встановлено такого зв'язку для лейкемії в цілому, або для хронічної лімфоцитарної лейкемії.

З метою уточнити встановлені ефекти ми протестували можливий зв'язок захворювання на лейкемію із належністю до визначеної професійної групи, в якій передбачена ймовірна експозиція до бензину. Проведеним аналізом наявних даних не було встановлено такого зв'язку: серед 19 випадків, які доповіли під час інтерв'ю про експозицію до бензину, ні одна із професійних груп не домінувала. Беручи до уваги незначну кількість експонованих суб'єктів, врахованих в аналізі, отримані результати повинні оцінюватись із обережністю. Тим не менше, такі оцінки є важливими для розуміння необхідності враховувати дію потенційних модифікуючих факторів за вивчення дозо залежних ризиків радіаційно зумовлених захворювань як на етапі їх планування, так і на етапі аналізу.

В результаті оцінки ролі соціальних факторів (сімейний стан, освіта, тип населеного пункту мешкання) та характеристик стилю життя (наявність шкідливих звичок) ні один з них не відіграв суттєвої ролі у формуванні ризику виникнення лейкемії серед досліджуваних учасників ліквідації наслідків чорнобильської аварії. Нами також не було визначено суттєвого впливу діагностичних рентгенівських процедур на ризик лейкемії.

Висновки.

В результаті проведення великомасштабного епідеміологічного дослідження серед учасників ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи було встановлено, що експозиція до іонізуючого випромінювання в низьких дозах/потужностях доз опромінення внаслідок виконання аварійних або відновлювальних робіт після аварії на Чорнобильській АЕС спричинила достовірне зростання ризику виникнення лейкемії в цілому, та її підтипів, включаючи хронічну лімфоцитарну, протягом 20 років після аварії. Ці оцінки статистично відповідали таким для осіб, які пережили атомне бомбардування в Японії, 16% всіх лейкемій, діагностованих в досліджуваній когорті протягом 1986-2006 рр, було визнано спричиненими радіаційним впливом.. Було встановлено, що експозиція до бензину також могла відіграти суттєву роль у виникненні мієлоїдних форм лейкемії, що потребує додаткового дослідження. Вплив інших професійних і соціальних факторів та характеристик стилю життя суттєво не позначився на ризику виникнення різних форм лейкемії в досліджуваній когорті.

Використані джерела.

1. UNSCEAR United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation 2006 report to the General Assembly with scientific annexes. Sources and effects of ionizing radiation. New York: United Nations, 2009.
2. Wan-Ling Hsu, Dale L. Preston et al. The incidence of Leukemia, Lymphoma and Multiple Myeloma among atomic Bomb Survivors: 1950-2001. Radfiation Research 179. 361-382 (2013)
3. Little MP. Radiat Prot Dosimetry. 2008;132(2):156-65. Leukaemia following childhood radiation exposure in the Japanese atomic bomb survivors and in medically exposed groups.
4. Schonfeld SJ, Lee C, Berrington de González A. Medical exposure to radiation and thyroid cancer Clin Oncol (R Coll Radiol). 2011 May;23(4):244-50..
5. Mathews JD, Forsythe AV, Brady Z et al. Cancer risk in 680,000 people exposed to computed tomography scans in childhood or adolescence: data linkage study of 11 million Australians., BMJ. 2013 May 21;346:f2360.
6. Schonfeld SJ, Lee C, Berrington de González A. Medical exposure to radiation and thyroid cancer Clin Oncol (R Coll Radiol). 2011 May;23(4):244-50..
7. Muirhead CR, O'Haggan JA, Haylock RG et al. Mortality and cancer incidence following occupational radiation exposure: third analysis of the National Registry for Radiation Workers. Br. J. Cancer 2009; 100(1):206-12.
8. Cardis E, Vrijheid M, Blettner M et al. The 15-Country Collaborative Study of Cancer Risk among Radiation Workers in the Nuclear Industry: estimates of radiation-related cancer risks. Radiat Res. 2007 Apr;167(4):396-416.
9. Shilnikova NS, Preston DL, Ron E et al. Cancer mortality risk among workers at the Mayak nuclear complex. Radiat Res. 2003 Jun;159(6):787-98.
10. Ioannis Polychronakis, George Dounias, Vasilios Makropoulos et al Work-related leukemia: a systematic review. Journal of Occupational Medicine and Toxicology 2013, 8:14
11. Weisel CP. Benzene exposure: an overview of monitoring methods and their findings. Chem Biol Interact. 2010 Mar 19;184(1-2):58-66.
12. Cocco P, Satta G, Dubois S, Pili C, Pilleri M, Zucca M, 't Mannetje AM, Becker N, Benavente Y, de Sanjosé S, Foretova L, Staines A, Maynadié M, Nieters A, Brennan P, Miligi L, Ennas MG, Boffetta P. Lymphoma risk and occupational exposure to pesticides: results of the Epilymph study. Occup Environ Med. 2013 Feb;70(2):91-8.
13. Strom SS, Oum R, Elhor Gbitto KY, Garcia-Manero G, Yamamura Y. De novo acute myeloid leukemia risk factors: a Texas case-control study. Cancer. 2012 Sep 15;118(18):4589-96. doi: 10.1002/cncl.27442. Epub 2012 Feb 1.
14. Stieglitz E, Loh ML. Genetic predispositions to childhood leukemia. Ther Adv Hematol. 2013 Aug;4(4):270-90..
15. Jones AV, Cross NC. Inherited predisposition to myeloproliferative neoplasms. Ther Adv Hematol. 2013 Aug;4(4):237-53.
16. Slager SL, Caporaso NE, de Sanjose S, Goldin LR. Genetic susceptibility to chronic lymphocytic leukemia. Semin Hematol. 2013 Oct;50(4):296-302.
17. Kabat GC, Wu JW, Moore SC et al. Lifestyle and dietary factors in relation to risk of chronic myeloid leukemia in the NIH-AARP Diet and Health Study. Cancer Epidemiol Biomarkers Prev. 2013 May;22(5):848-54.
18. De Pergola G, Silvestris F. Obesity as a major risk factor for cancer. J Obes. 2013;2013:291546.

19. Kryuchkov V, Chumak V, Maceika E et al. RADRUE method for reconstruction of external photon doses for Chernobyl liquidators in epidemiological studies. Health Phys. 2009;97(4):275-98
20. Chumak VV, Romanenko AY, Voilleque PG et al. 2008. The Ukrainian-American study of leukemia and related disorders among Chornobyl cleanup workers from Ukraine: II. Estimation of bone marrow doses. Radiat Res 170:698–710.
21. Romanenko A, Finch SC, Hatch M et al. The Ukrainian-American study of leukemia and related disorders among Chornobyl cleanup workers from Ukraine: I. Radiation Risks. 2008. Radiat Res 170:711–720
22. Zablotska LB, Bazyka D, Lubin JH et al. Radiation and the risk of chronic lymphocytic and other leukemias among chornobyl cleanup workers. Environ Health Perspect. 2013 Jan;121(1):59-65.

УДК 612.43:612.014.48

ВПЛИВ N-СТЕАРОЇАЕТАНОЛАМІНУ НА ФУНКЦІОНАЛЬНИЙ СТАН ГОНАДНОЇ СИСТЕМИ САМЦІВ ЩУРІВ ЗА РІЗНИХ УМОВ КОМБІНОВАНОЇ ДІЇ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЕННЯ І СТРЕСУ

¹Дерев'янка Л.П., ¹Талько В.В., ¹Атаманюк Н.П., ¹Шелковський М.В., ¹Фролова Н.О., ¹Яніна А.М.,
¹Чумак А.А., ²Косякова Г.В., ²Меґедь О.Ф., ²Гула Н.М.

¹ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України», м.Київ

²Інститут біохімії ім.О.В.Палладіна НАН України, м.Київ

N-стеароїлетаноламін (NSE) відноситься до групи біологічно активних ліпідів – N-ацил-етаноламінів (NAE). При дослідженні біологічної активності NAE встановлено широкий спектр їх біологічної дії та виявлена регуляторна роль цих сполук [1–4]. В умовах, що склалися після аварії на ЧАЕС, особливого значення набувають дослідження комбінованої дії радіації та інших стресових факторів з метою пошуку нових методів та ефективних засобів зниження наслідків їх впливу. Враховуючи різнобічну дію препарату NSE, ми вивчали можливість його застосування з метою захисту організму в умовах дії іонізуючого випромінювання.

Важливим показником функціонального стану статеві системи в умовах тотального опромінення є концентрація статевих гормонів. Тотальне опромінення організму, при якому в радіаційне поле підпадають гіпоталамо-гіпофізарна вісь і статеві органи, може спричинити зміни вмісту статевих гормонів. Чоловічий статевий гормон тестостерон – стероїдний гормон з групи андрогенів, який у чоловіків виробляється клітинами Лейдига в яєчках і в незначній кількості в корі надниркових залоз, у жінок – в яєчниках та надниркових залозах. Основними функціями тестостерону є контроль над правильним розвитком чоловічих статевих органів, збільшення об'єму скелетних м'язів, стимуляція сперматогенезу, росту волосся. Крім того, тестостерон виконує бар'єрну функцію для низки захворювань (атеросклерозу, гіпертонії), підтримує стан серцево-судинної системи, покращує пам'ять, впливає на психологічний стан організму, зменшуючи його чутливість до дії стресу. Надлишок концентрації тестостерону призводить до агресії. Зниження рівня гормону, яке фізіологічно настає у чоловіків після сорока років, також негативно впливає на стан здоров'я, призводить до подразливості, втомлюваності, безсоння, зміни зовнішнього вигляду. Зниження рівня тестостерону може бути викликане впливом на організм багатьох зовнішніх несприятливих факторів, серед яких суттєвий вплив здійснює іонізуюче випромінювання. Хоч головний мозок молодої людини є відносно радіорезистентним, опромінення його здатне призвести до зміни концентрації статевих гормонів, затримки росту, прогресуючих ментальних розладів та інших неврологічних порушень. При радіаційному впливі можуть бути ушкоджені невральні стовбурові клітини, які відіграють значну роль у функціональному відновленні організму. Вивчені ефекти опромінення мозку у молодих щурів. Так, шестимісячні щури лінії Wistar були опромінені одноразово у дозах 1,0; 2,0 та 3,0 Гр на рентгенівському апараті. Вимірювання маси тіла та мозку встановило суттєве їх зниження відносно

контролю, що може негативно впливати на гормональний статус організму, в тому числі на концентрацію статевих гормонів, а також призводити до дисфункції вищої нервової діяльності [5]. Зміни концентрації тестостерону використовуються при дослідженні причин зниженої секреції андрогенів у чоловіків і гіперандрогенії у жінок.

Нашими попередніми дослідженнями були виявлені радіозахисні властивості NSE за умов його введення в дозі 50 мг/кг маси тіла при опроміненні тварин в дозі 2,0 Гр [6]. Враховуючи отримані нами результати, в даній роботі була зменшена концентрація NSE з 50,0 мг/кг до 10 мг/кг маси тіла і збільшена доза опромінення щурів з 2,0 Гр до 6,0 Гр та додатково застосований емоційно-больовий стрес у тварин. Дослідження впливу NSE за різних умов комбінованої дії опромінення і стресу на організм в цілому і функціональний стан гонадної системи тварин, зокрема, є актуальним і дасть можливість з'ясувати його радіомодифікуючі властивості.

Мета боти. Дослідити вплив N-стеароїлетаноламіну на функціональний стан гонадної системи самців щурів за різних умов комбінованої дії іонізуючого випромінювання і стресу.

Матеріали і методи дослідження. Експериментальні дослідження проведені на 120 статевозрілих білих лабораторних щурах-самцях масою 180–200 г. Тварини утримувалися у віварії на стандартному раціоні і доступі до води. Розподіл тварин по групах здійснено у відповідності до умов експерименту: 1– контроль (інтактні тварини) (12 шт.); 2 – група тварин, які були опромінені одноразово тотально у дозі 6,0 Гр (12 шт.); 3 – тварини, яким вводили NSE із розрахунку 10,0 мг/кг маси тіла упродовж 7 діб (12 шт.); 4 – тварини, яким вводили NSE (10,0 мг/кг) упродовж 7 діб перед одноразовим тотальним опроміненням у дозі 6,0 Гр (12 шт.); 5 – тварини, яким вводили NSE (10,0 мг/кг) упродовж 7 діб після одноразового тотального опромінення у дозі 6,0 Гр (12 шт.); 6 – тварини, які були піддані стресу (12 шт.); 7 – тварини, яким вводили NSE (10,0 мг/кг) упродовж 7 діб перед стресом (12 шт.); 8 – тварини, яким вводили NSE (10,0 мг/кг) упродовж 7 діб після стресу (12 шт.); 9 – тварини, яким вводили NSE (10,0 мг/кг) упродовж 7 діб перед одноразовим тотальним опроміненням у дозі 6,0 Гр і стресом (12 шт.); 10 – тварини, яким перорально через зонд вводили NSE (10,0 мг/кг) упродовж 7 діб після одноразового тотального опромінення у дозі 6,0 Гр і стресу (12 шт.).

N-стеароїлетаноламін вводили перорально через зонд в дозі 10,0 мг/кг маси тіла одноразово щоденно упродовж 7 діб за різних умов їх застосування (до-, та після одноразового опромінення тварин). Щурів опромінювали одноразово в дозі 6,0 Гр на радіотерапевтичному апараті „Тератрон” (Канада), джерело – ^{60}Co , потужність дози опромінення $4,39 \cdot 10^{-4}$ Кл/(кг·с), поле опромінення 20 x 20 см). Частину тварин піддавали стресу. Використовували модель емоційно-больового стресу із застосуванням подразнення електричним струмом (фут-шоку). В спеціально сконструйованих камерах тварини зазнавали впливу електростимуляції кінцівок упродовж заданого програмою часу (в даному експерименті 20 хв). Було використано скануючий стабілізований постійний електричний струм, який подавався на підлогу та стінки камери з амплітудою 0,8 мА та сканування 8 суміжних електродів тривалістю в 75 мс. Сила струму в усіх дослідах була постійною. Параметри подразнення електричним струмом, зокрема силу струму, визначали з даних літератури та власних досліджень [7]. Контролем для всіх груп тварин слугували інтактні щури відповідної статі, віку і маси. Через 7 та 14 діб тварин виводили з експерименту шляхом миттєвої декапітації гільотиною. В роботі з тваринами дотримувались положень Європейської конвенції, прийнятої у Страсбурзі (1986 р).

Матеріал для дослідження (плазму крові щурів) отримували через 7 та 14 діб від початку експерименту. Для отримання плазми крові зібрану цитратну кров (кров: цитрат у співвідношенні 5:1) центрифугували 10 хв при 500 g, плазму відбирали для подальшого аналізу. В плазмі крові самців щурів визначали концентрацію тестостерону.

Експериментальні дані обробляли методами варіаційної статистики. Закон нормального розподілу вибірок перевіряли за допомогою статистичних тестів Колмогорова-Смирнова. Для перевірки статистичного значення отриманих даних використовували параметричний t-критерій Стюдента за допомогою пакету прикладних програм Statistica 5,0 [8, 9].

Для визначення концентрації тестостерону в плазмі крові використовували набір реактивів для твердофазного імуоензимного аналізу (ELISA) фірми «Гранум». Вимірювання проводили на планшетному аналізаторі STAT FAX 2100.

Результати дослідження. Досліджували концентрацію тестостерону в плазмі крові самців щурів за умов перорального введення N-стеароїлетаноламіну в дозі 10,0 мг/кг упродовж 7 діб до та після одноразового опромінення тварин в дозі 6,0 Гр, стресу та при комбінованій дії цих чинників за

різних умов їх застосування. Результати визначення концентрації тестостерону в плазмі крові тварин наведені у таблиці.

При введенні NSE через 7 діб після одноразового опромінення тварин 6,0 Гр відмічали достовірне зниження концентрації тестостерону відносно контролю. В цей термін спостерігали тенденцію до зниження рівня тестостерону в наступних групах тварин: яких опромінювали, яким вводили NSE перед опроміненням та яким вводили NSE після комбінованої дії опромінення і стресу. Концентрація тестостерону в інших групах тварин в даний термін дослідження коливалася в межах контрольних значень.

При збільшенні терміну спостереження до 14 діб після опромінення відмічали достовірне збільшення концентрації тестостерону в групі тварин, яким вводили NSE упродовж 7 діб і в групі тварин, яким вводили NSE перед опроміненням і стресом порівняно з цим показником контрольної групи. Треба зазначити, що на 14-ту добу спостереження в групі тварин, яким вводили NSE в дозі 10,0 мг/кг, відмічали достовірне збільшення рівня тестостерону порівняно як з показником контрольної групи, так і з цим показником на 7-му добу спостереження. Також достовірне збільшення концентрації тестостерону відмічали в групі тварин, яким вводили NSE перед опроміненням і стресом, порівняно з даним показником тварин, які були лише опромінені. Тенденцію до збільшення концентрації тестостерону виявили і в групі тварин, яким вводили NSE після опромінення і стресу відносно показника опромінених тварин. Достовірне зниження концентрації тестостерону на 14-ту добу спостереження відмічали в групі тварин, яким вводили NSE перед опроміненням та у тварин, яким вводили NSE перед стресом, порівняно з показником групи тварин, яким вводили лише NSE.

Таблиця – Концентрація тестостерону (нг/мл) в плазмі крові самців щурів після введення N-стеароїлетаноламіну до та після одноразового опромінення і стресу, ($M \pm m$)

Групи тварин	Термін після опромінення	
	7 доба	14 доба
Біологічний контроль	$13,57 \pm 0,894$ (n = 6)	$11,79 \pm 1,217$ (n = 6)
Одноразове totale опромінення в дозі 6,0 Гр	$11,08 \pm 0,891$ (n = 6)	$9,12 \pm 0,090$ (n = 6)
Введення NSE в дозі 10,0 мг/кг упродовж 7 діб	$12,70 \pm 1,300$ (n = 6)	$16,77 \pm 1,060^{*****}$ (n = 6)
Введення NSE в дозі 10,0 мг/кг упродовж 7 діб перед опроміненням (6,0 Гр)	$11,07 \pm 0,974$ (n = 6)	$8,71 \pm 0,766^{***}$ (n = 6)
Введення NSE в дозі 10,0 мг/кг упродовж 7 діб після опромінення (6,0 Гр)	$11,33 \pm 0,333^*$ (n = 6)	$15,08 \pm 2,747$ (n = 6)
Тварини, які були піддані стресу	$14,57 \pm 1,355$ (n = 6)	$13,05 \pm 2,979$ (n = 6)
Введення NSE в дозі 10,0 мг/кг упродовж 7 діб перед стресом	$12,64 \pm 1,584$ (n = 6)	$10,47 \pm 0,449^{***}$ (n = 6)
Введення NSE в дозі 10,0 мг/кг упродовж 7 діб після стресу	$17,46 \pm 3,193$ (n = 6)	$12,86 \pm 2,093$ (n = 6)
Введення NSE в дозі 10,0 мг/кг упродовж 7 діб перед опроміненням (6,0 Гр) і стресом	$14,34 \pm 1,325$ (n = 6)	$17,38 \pm 1,635^{***}$ (n = 6)
Введення NSE в дозі 10,0 мг/кг упродовж 7 діб після опромінення (6,0 Гр) і стресу	$11,16 \pm 0,753$ (n = 6)	$14,50 \pm 2,939$ (n = 6)

Примітки:

1. * – $p < 0,05$ – достовірні зміни відносно показника тварин контрольної групи;
2. ** – $p < 0,05$ – достовірні зміни відносно показника тварин, опромінених в дозі 6,0 Гр;
3. *** – $p < 0,05$ – достовірні зміни відносно показника тварин, яким вводили NSE;
4. **** – $p < 0,05$ – достовірні зміни відносно показника на 7 добу після опромінення.

При введенні NSE через 7 діб після одноразового опромінення тварин 6,0 Гр відмічали достовірне зниження концентрації тестостерону відносно контролю. В цей термін спостерігали

тенденцію до зниження рівня тестостерону в наступних групах тварин: яких опромінювали, яким вводили NSE перед опроміненням та яким вводили NSE після комбінованої дії опромінення і стресу. Концентрація тестостерону в інших групах тварин в даний термін дослідження коливалася в межах контрольних значень.

При збільшенні терміну спостереження до 14 діб після опромінення відмічали достовірне збільшення концентрації тестостерону в групі тварин, яким вводили NSE упродовж 7 діб і в групі тварин, яким вводили NSE перед опроміненням і стресом порівняно з цим показником контрольної групи. Треба зазначити, що на 14-ту добу спостереження в групі тварин, яким вводили NSE в дозі 10,0 мг/кг, відмічали достовірне збільшення рівня тестостерону порівняно як з показником контрольної групи, так і з цим показником на 7-му добу спостереження. Також достовірне збільшення концентрації тестостерону відмічали в групі тварин, яким вводили NSE перед опроміненням і стресом, порівняно з даним показником тварин, які були лише опромінені. Тенденцію до збільшення концентрації тестостерону виявили і в групі тварин, яким вводили NSE після опромінення і стресу відносно показника опромінених тварин. Достовірне зниження концентрації тестостерону на 14-ту добу спостереження відмічали в групі тварин, яким вводили NSE перед опроміненням та у тварин, яким вводили NSE перед стресом, порівняно з показником групи тварин, яким вводили лише NSE.

Таким чином, за умов застосування NSE в дозі 10,0 мг/кг до та після комбінованої дії одноразового опромінення в дозі 6,0 Гр і стресу на 14-ту добу спостереження за концентрацією тестостерону в плазмі крові тварин виявлені радіомодифікуючі, а саме радіозахисні властивості препарату.

Висновок

При дослідженні функціонального стану гонадної системи самців щурів за різних умов застосування NSE в дозі 10 мг/кг до та після комбінованої дії одноразового іонізуючого випромінювання в дозі 6,0 Гр і стресу на 14-ту добу спостереження за концентрацією тестостерону в плазмі крові тварин виявлені радіомодифікуючі, а саме радіозахисні властивості препарату.

Література

1. Acute stress increases circulating anandamide and other N-acyl ethanolamines in healthy humans / A. Dlugos [et al.] // Neuropsychopharmacology. – 2012. – Vol. 37, No 11. – P. 2416–2443.
2. Вплив N-стеароїлетаноламіну на рівень стабільних метаболітів NO за різних патологічних станів організму, що супроводжуються оксидативним стресом / Н.М.Гула [та ін.] // Укр. біохім. журн. – 2005. – Т. 77, № 3. – С.113–119.
3. N-стеароїлетаноламін гальмує ріст та метастазування карциноми Льюїс та модулює ліпідний склад легеневої тканини у мишей за канцерогенезу / Н.М.Гула [та ін.] // Укр. біохім. журн. – 2006. – Т. 78, № 1. – С. 135–142.
4. Хмель, Т.О. N-стеароїлетаноламін інгібує проліферацію трансформованих клітин та модулює активність мітохондріальних ензимів у нормальних і трансформованих клітинах Т. О. Хмель, Н. М. Гула, В. С. Асмолкова, Г. Й. Лавренчук // Укр. Біохім. Журн., 2009. – Т.81, №3. – С. 108–116.
5. Sex-specific differences in fetal germ cell apoptosis induced by ionizing radiation / M. J. Guerquin [et al.] // Hum. Reprod. – 2009. – Vol. 24, N 3. – P. 670–678.
6. Пат. 80618 UA, МПК А61Р 35/00 Застосування N-стероїлетаноламіну як радіомодифікуючого засобу / Л.П.Дерев'янко, В.В.Талько, Н.П.Атаманюк, А.А.Чумак, Н.М.Гула, М.В.Шелковський, Державна установа „Національний науковий центр радіаційної медицини Національної Академії медичних наук України”. – З. № у 2012 12884; Заявл. 13.11.2012; Опубл. 10.06.2013, Бюл. № 11. – 4 с.
7. Foot-shock stress-induced regional iron accumulation and altered iron homeostatic mechanisms in rat brain / L. Ma [et. al.] // Biol. Trace Elem. Res. – 2008. – Vol. 126, N 1–3. – P. 204–213.
8. Сучасні методики експериментальних та клінічних досліджень центральної науково-дослідної лабораторії Буковинської Державної Медичної Академії: метод. рекомендації / уклад. В. М. Магальяс, А. О. Міхєєв, Ю. Е. Роговий. – Чернівці: 2003. – 23 с.
9. Лапач С.Н. Статистические методы в медико-биологических исследованиях с использованием Excel / С.Н. Лапач, А.В. Чубенко, П.Н. Бабич. – 2-е изд. – К.: МОРИОН, 2001. – 408 с.

ВЛИЯНИЕ ХРОНИЧЕСКОГО И ОСТРОГО ОБЛУЧЕНИЯ НА ЧАСТОТУ И СООТНОШЕНИЕ ОСНОВНЫХ ТИПОВ ХРОМОСОМНЫХ АБЕРРАЦИЙ У ПРЕСНОВОДНОГО МОЛЛЮСКА *LYMNAEA STAGNALIS* L.

Гудков Д.И., Дзюбенко Е.В., Шевцова Н.Л.

*Институт гидробиологии НАН Украины**Переяслав-Хмельницкий государственный педагогический университет*

Водные объекты, оказавшиеся на пути формирования выбросов в результате аварии на Чернобыльской АЭС, подверглись интенсивному радионуклидному загрязнению. При этом экосистемы замкнутых водоемов Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО), несмотря на 28-летний период минувший после аварии, продолжают характеризоваться высокими уровнями содержания радиоактивных веществ во всех компонентах. Основным дозообразующим радионуклидом для моллюсков ЧЗО в настоящее время является ^{90}Sr – химический аналог кальция, накапливающийся в раковинах и в значительных количествах присутствующий в донных отложениях водоемов. Концентрирование радиоактивных веществ водной биотой может обуславливать критические дозовые нагрузки на организмы, обладающие высокими коэффициентами накопления радионуклидов и/или обитающие в экологических зонах с повышенными уровнями внешнего облучения. Особый интерес для современной радиоэкологии и радиобиологии представляет сравнительный анализ эффективности хронического и острого экспериментального радиационного воздействия.

Основные исследования выполнены в период 1998–2013 гг. на следующих водоемах ЧЗО: оз. Азбучин, Яновский затон, водоемы Красненской поймы р. Припяти – Красненская старица, озера Глубокое и Далекое, а также реки Уж (с. Черевач) и Припять (г. Чернобыль). В качестве контрольных водоемов для сравнительного анализа цитогенетических, гематологических, морфометрических и репродуктивных показателей использовали ряд озер с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения, расположенных в г. Киеве и его окрестностях – Вырлица, Голосеевское, Опечень. Объектом исследований были взрослые особи и эмбрионы (синкапсулы) брюхоногого моллюска прудовика обыкновенного (*Lymnaea stagnalis* L.).

Измерение удельной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в пробах моллюсков и мощности внешней дозы γ -излучения выполняли при помощи методик изложенных в работах [1–3], оценку мощности поглощенной дозы от инкорпорированных в тканях и содержащихся в воде радионуклидов проводили по методике [4]. Острое облучение синкапсул и взрослых особей моллюсков выполняли на установке ИЛУ-6 в диапазоне доз 3–300 Гр. Мощность поглощенной дозы составляла 0,69 Гр/сек. Для цитогенетических исследований использовали эмбрионы прудовика обыкновенного преимущественно на стадии трахофоры и велигера. Фиксацию материала осуществляли на месте отбора проб смесью этилового спирта и ледяной уксусной кислоты (3:1). Окраску цитологических препаратов выполняли 1 % ацетоорсеином. Анализ частоты aberrаций хромосом в препаратах проводили в клетках на стадиях анафазы и телофазы митоза [5].

Мощность поглощенной дозы для взрослых моллюсков за счет внешних и внутренних источников облучения за период исследований регистрировали в следующих диапазонах: оз. Глубокое – 350–420; оз. Азбучин – 55–78; оз. Далекое – 35–58; Яновский затон – 6–12; р. Припять – 0,5–0,7; р. Уж – 0,3–0,5; контрольные водоемы – 0,03–0,04 мкГр/ч.

Выполненные цитогенетические исследования свидетельствуют о повышенном уровне aberrаций хромосом у прудовиков из замкнутых водоемов ЧЗО по сравнению с моллюсками контрольных озер. За период исследований наибольшие значения зарегистрированы для беспозвоночных оз. Глубокое, в клетках которых частота aberrаций в 2001 г. достигала 27 %, что более чем в 10 раз превышает уровень спонтанного мутагенеза для водных организмов. Средние значения для моллюсков из наиболее загрязненных озер Зоны отчуждения составляли около 23, 21, 20 и 18 %, соответственно для озер Азбучин, Далекое, Глубокое и Яновского затона. Эмбрионы моллюсков в реках Уж и Припять характеризовались сравнительно невысоким средним уровнем aberrантных клеток, который составлял соответственно 2,5 и 3,5 %. Для моллюсков контрольных озер этот показатель равнялся в среднем около 1,5 %, с максимальными значениями до 2,3 % (рис. 1).

На протяжении 1998–2012 гг. отмечена тенденция снижения частоты хромосомных aberrаций в эмбрионах прудовиков, отобранных в замкнутых водоемах ЧЗО. Выполненный регрессионный анализ имеющихся данных позволил получить прогнозные оценки снижения частоты хромосомных

аббераций у моллюсков исследуемых водоемов до спонтанного уровня (2,0–2,5%) [6], присущего водным организмам в условиях естественного радиационного фона. По нашим данным в озерах, расположенных на территории левобережной поймы р. Припяти (оз. Глубокое и оз. Далекое-1), наиболее загрязненной радионуклидами, спонтанный уровень частоты хромосомных аббераций может быть достигнут в 60-х–70-х годах, а в Яновском затоне и оз. Азбучин – в 20-х–30х годах текущего столетия.

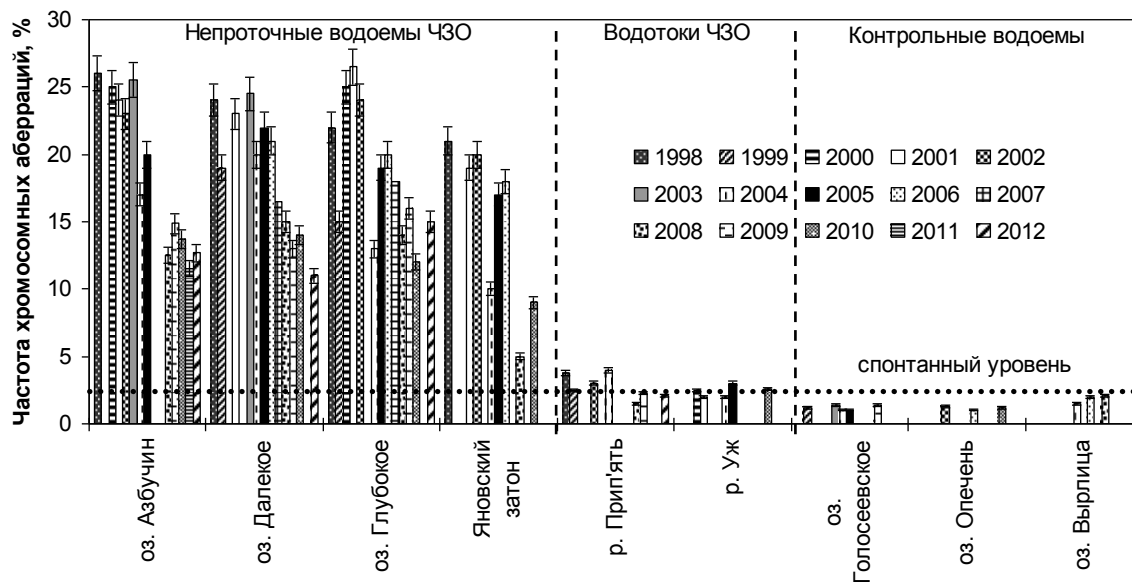


Рис. 1. Частота абберантных анафаз у эмбрионов моллюсков в водоемах ЧЗО и озерах г. Киева в период 1998–2012 гг.

Наиболее высокую достоверность имеет экспоненциальная экстраполяция данных, полученных за 15-летний период для моллюсков оз. Азбучин ($R^2 = 0,758$). Результаты вычислений для других замкнутых водоемов имеют невысокую достоверность аппроксимации ($R^2 = 0,196, 0,384$ и $0,488$, соответственно для озер Глубокое, Далекое и Яновского затона) однако заслуживают внимания, поскольку прогноз частоты хромосомных аббераций для Яновского затона подобен с таковым для оз. Азбучин. А поскольку эти водоемы имеют сходные тенденции процессов самоочищения, это может влиять на динамику частоты хромосомных аббераций у моллюсков. В озерах Глубокое и Далекое более медленные темпы снижения частоты хромосомных аббераций могут быть обусловлены особенностями динамики удельной активности радионуклидов в компонентах экосистем, свидетельствующие о стагнации автореабилитационных процессов на одамбированной территории левобережной поймы р. Припяти.

Отмечена положительная корреляция между частотой абберантных анафаз и мощностью поглощенной дозы у эмбрионов прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО. Дозовая зависимость количества абберантных клеток в эмбриональных тканях моллюсков наиболее соответствует степенной функции (рис. 2).

Острое экспериментальное облучение эмбрионов прудовика обыкновенного на стадии трохофоры в диапазоне поглощенной дозы 3–300 Гр вызывает степенной рост количества хромосомных аббераций от 11,2 до 63,4% (рис. 3). Частота абберантных анафаз у эмбрионов моллюсков в контроле составила 1,2% и не превышала спонтанный уровень хромосомного мутагенеза. Полулетальной для эмбрионов прудовиков на стадии трохофоры была доза облучения 30 Гр, а поглощенная доза 60 Гр вызывала полную гибель эмбрионов в течение 20 сут. после облучения. Полулетальная доза облучения для взрослых особей моллюсков составила 120 Гр.

В клетках эмбрионов из наиболее загрязненных водоемов ЧЗО среди основных типов хромосомных аббераций наблюдали преобладание мостов над фрагментами, а также образование значительного количества множественных аббераций, что считается специфическим проявлением биологического воздействия ионизирующего излучения (рис. 4). В этом отношении показательны эмбрионы моллюсков из рек Уж и Припять, отобранные в пределах ЧЗО, которые несмотря на практически фоновые уровни радионуклидного загрязнения, также характеризуются незначительным количеством клеток с множественными абберациями. У моллюсков из всех контрольных водоемов наличие клеток с множественными абберациями не регистрировали.

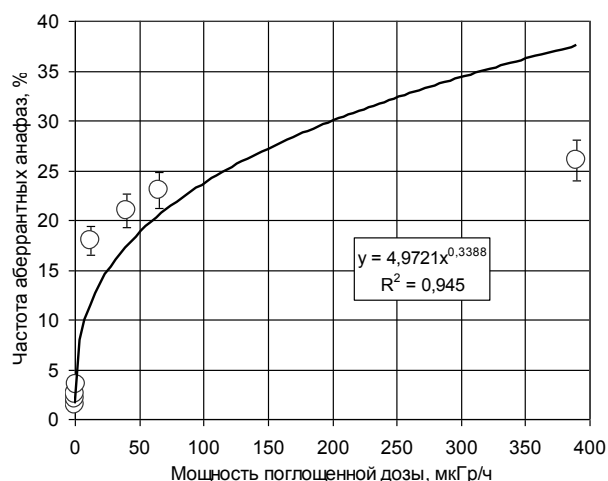


Рис. 2. Зависимость частоты aberrантных анафаз в эмбриональных тканях прудовика обыкновенного от мощности поглощенной дозы в водоемах ЧЗО.

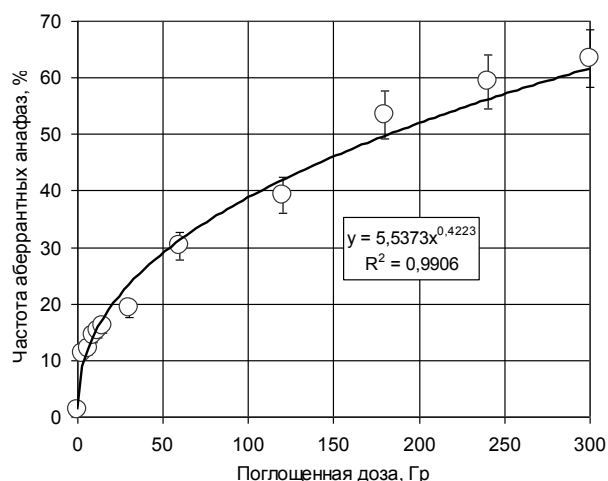


Рис. 3. Зависимость частоты aberrантных анафаз в эмбриональных тканях прудовика обыкновенного от поглощенной дозы при остром облучении.

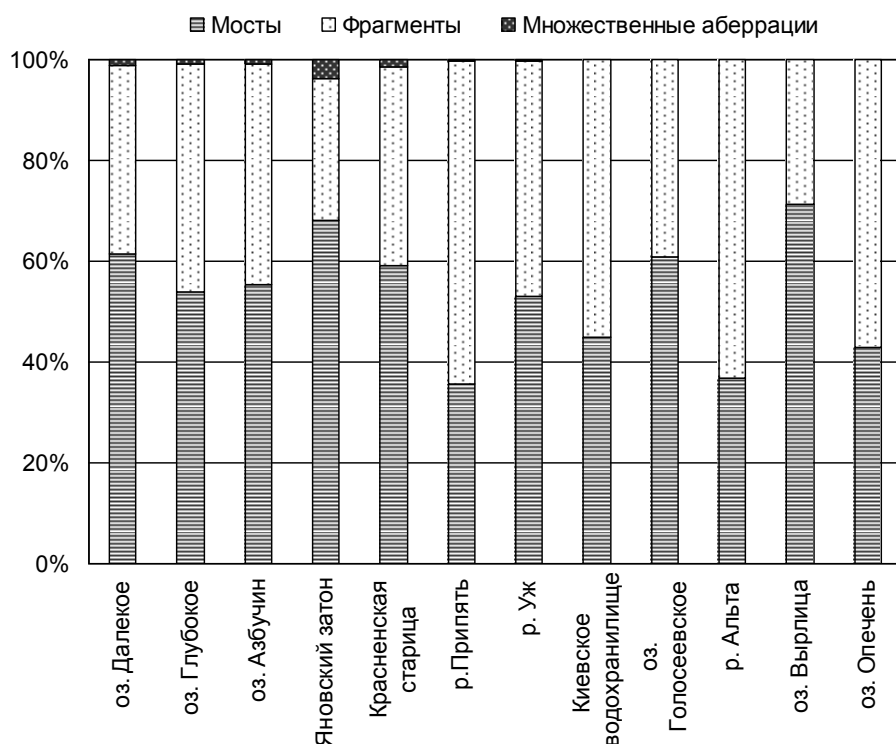


Рис. 4. Соотношение основных типов хромосомных aberrаций в клетках эмбрионов прудовика обыкновенного в водоемах с различным уровнем радионуклидного загрязнения.

Описанную тенденцию также подтверждают данные экспериментального облучения моллюсков, в результате которого происходил рост выхода aberrантных мостов и множественных aberrаций с повышением поглощенной дозы. При действии острого облучения около 55–80 % общего количества aberrаций приходилось на мосты, 10–40% – на фрагменты и 4–17% составили множественные aberrации. В контроле общее количество мостов и фрагментов составило, соответственно 60 и 40%, а множественные aberrации отсутствовали (рис. 5).

Сравнительная эффективность действия хронического радиационного воздействия в природных условиях и острого экспериментального облучения на эмбриональные клетки *Lymnaea stagnalis* по критерию образования частоты хромосомных aberrаций позволило установить, что при минимальной дозе облучения в 0,0003 Гр/год хронического облучения частота aberrантных клеток

составила 1,5%, а при максимальной дозе в 3,5 Гр/год частота aberrаций достигала 27%. Аналогичную частоту образования aberrантных клеток обуславливает поглощенная доза острого экспериментального облучения около 50 Гр. Это позволяет предположить, что эффективность дозы хронического облучения прудовика обычного в условиях водоемов ЧЗО более чем на порядок превышает эффективность острого облучения по критерию образования aberrантных клеток.

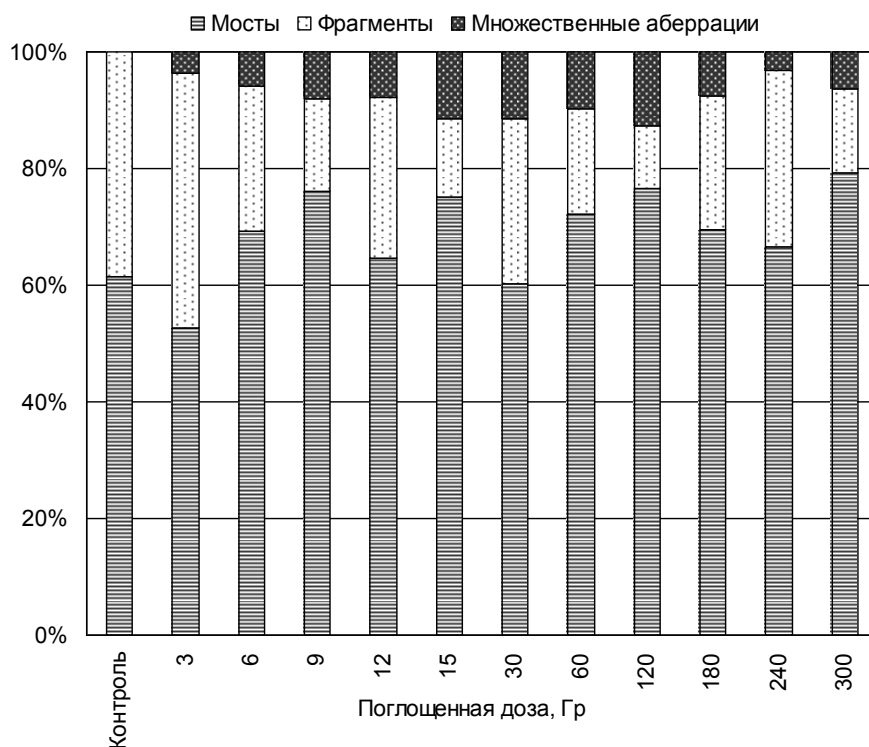


Рис. 5. Соотношение основных типов хромосомных aberrаций в клетках эмбрионов прудовика обыкновенного при действии острого экспериментального облучения.

Таким образом мощность поглощенной дозы облучения для брюхоногих моллюсков, обитающих в приповерхностном слое водной толщи литорали и сублиторали водоемов ЧЗО, на протяжении 2000–2013 гг. регистрировали в диапазоне 0,3–420,0 мкГр/час. Максимальные уровни отмечены для озер одамбированного участка левобережной поймы р. Припяти – Глубокое и Далекое, минимальные – для проточных водных объектов – рек Уж и Припять. Основным дозообразующим радионуклидом для моллюсков ЧЗО является ^{90}Sr , на долю которого приходится до 95–98% внутренней мощности поглощенной дозы.

Данные цитогенетических исследований продемонстрировали высокий уровень aberrаций хромосом в клетках эмбрионов. Частота aberrаций хромосом в тканях моллюсков, обитающих в замкнутых водоемах, многократно превышает уровень спонтанного мутагенеза для водных организмов и может быть проявлением радиационно-индуцируемой генетической нестабильности.

Острое экспериментальное облучение эмбрионов прудовика обыкновенного на стадии трахофоры в диапазоне поглощенной дозы 3–300 Гр вызывает степенной рост количества хромосомных aberrаций от 11 до 63%. Полулетальной для эмбрионов прудовиков на стадии трахофоры была доза облучения 30 Гр, а поглощенная доза 60 Гр вызывала полную гибель эмбрионов в течение 20 сут. Полулетальная доза облучения для взрослых особей моллюсков составила 120 Гр.

Эффективность влияния малых хронических доз ионизирующего излучения на эмбрионы прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО по критерию частоты выхода aberrантных клеток более чем на порядок величин превышает влияние кратковременного острого экспериментального облучения.

Прудовик обыкновенный может быть использован в качестве одного из референтных видов гидробионтов при разработке положений охраны окружающей среды от ионизирующего излучения с использованием основанного на биоте стандарта.

- [1] Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. Функционально-экологические и возрастные закономерности концентрирования радионуклидов пресноводными моллюсками зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2001. – Т. 41, № 3. – С. 326–330.
- [2] Гудков Д.И., Назаров А.Б., Дзюбенко Е.В. и др. Радиоэкологические исследования пресноводных моллюсков в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 6 – С. 703–713.
- [3] Гудков Д.И., Дзюбенко Е.В., Назаров А.Б., Каглян А.Е., Кленус В.Г. Пресноводные моллюски в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС: динамика содержания радионуклидов, дозовые нагрузки, цитогенетические и гематологические исследования // Гидробиологический журнал. – 2010. – Т. 46, № 3. – С. 86–104.
- [4] Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Eds. J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. Stockholm: Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. 395 p.
- [5] Паушева З.П. Практикум по цитологии растений. – М.: Колос, 1974. – 288 с.
- [6] Tsytsugina V.G. An indicator of radiation effects in natural populations of aquatic organisms // Radiat. Protect. Dosim. – 1998. – 75 (1–4). – P. 171–173.

УДК 539.173.8:57.085

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ ЩИТОПОДІБНОЇ ЗАЛОЗИ ТА ПРОТИРАДІАЦІЙНИЙ ЗАХИСТ ЗА ТРИВАЛОГО НАДХОДЖЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ ІЗОТОПІВ ЙОДУ

Дрозд Іван Петрович, Липська Алла Іванівна, Сова Олена Анатоліївна

Інститут ядерних досліджень Національної академії наук України

Постановка проблеми. Серед короткоживучих продуктів поділу ядер урану та трансуранових елементів найбільш біологічно значимими є радіоактивні ізотопи йоду, особливо ^{131}I [1]. При радіоактивному забрудненні довкілля продуктами поділу важких ядер ізотопи йоду можуть являтися істотним чинником радіаційної небезпеки [2]. Це зумовлено їх високим виходом у реакціях поділу [3], здатністю майже без дискримінації мігрувати по ланках біологічних ланцюгів і концентруватися в щитоподібній залозі (ЩЗ), що є для йоду критичним органом [4], унаслідок чого у цьому органі можуть формуватися дуже великі дози. Наразі є підстави вважати, що це є однією з основних причин суттєвого підвищення серед населення, що мешкає на радіаційно забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС територіях, загальносоматичної захворюваності за багатьма класами хвороб, у першу чергу ендокринних та системи кровообігу [5]. Це останнім часом знаходить наукове підтвердження і за межами України [6]. Крім цього, радіоактивні ізотопи йоду широко використовуються в медицині з метою діагностики і лікування. У зв'язку з зазначеним вивчення міграції у зовнішньому середовищі, закономірностей розподілу в організмі, кінетики обміну, біологічної дії, профілактики та терапії уражень радіоактивним йодом має велике значення.

Як тиреотропний елемент, йод має суттєві особливості дозоутворення, порівняно з іншими радіонуклідами [7]. Так, у лабораторних щурів дози в органах і тканинах за надходження ^{131}I є на 4-5 порядків менші, ніж у ЩЗ. Однак радіаційне ураження ЩЗ, яка є дуже важливим ендокринним органом, опосередковано призводить до суттєвих негативних змін у функціонуванні багатьох важливих органів і систем організму. Тому превентивний захист ЩЗ від ураження радіоактивним йодом вважають найефективнішим способом захисту персоналу і населення прилеглих територій у випадку запроектої аварії на ядерному реакторі. Відомо, що такий захист досягається своєчасним блокуванням ЩЗ стабільним ізотопом ^{137}I . З цією метою науковцями, що працюють у галузі радіаційної медицини та радіаційного захисту розроблено методологію і впроваджено у практику ряд методичних рекомендацій [8]. Однак, на наш погляд, не всі механізми процесів метаболізму йоду в організмі ссавців вивчено досконало, що дає підстави вважати, що ефективність радіаційного захисту ЩЗ можна суттєво підвищити, дослідивши особливості кінетики йоду в органах і тканинах за різних

умов функціонування органу врахувавши їх при удосконаленні методології блокування ЩЗ з метою оптимізації радіаційного захисту.

Завдання дослідження. Для вирішення поставленої проблеми нами були актуалізовані наступні завдання:

- дослідити особливості кінетики ^{131}I та дозоутворення у щитоподібній залозі лабораторних щурів за одноразового перорального надходження ізотопу;
- дослідити особливості кінетики ^{131}I та дозоутворення у щитоподібній залозі лабораторних щурів за тривалого перорального надходження ізотопу;
- для випадку одноразового перорального надходження ізотопу дослідити особливості його кінетики в органах і тканинах тварин для випадків часткового блокування ЩЗ стабільним йодом;
- визначити особливості формування ефективної дози без- та за блокування ЩЗ;
- оптимізувати процес блокування ЩЗ стабільним йодом за тривалого надходження ^{131}I .

Матеріали та методи досліджень

З метою дослідження кінетики ^{131}I в організмі щурів було проведено 7 дослідів. У дослідях використовували щурів-самців лінії Вістар з початковою масою тіла 210 ± 25 г. Чисельність тварин у кожному досліді становила по 25 особин. Ізотоп вводили перорально через зонд у вигляді розчину у дистильованій воді натрію йодиду. У перших чотирьох дослідів щурам одноразово ввели активність відповідно 3,3; 19,2; 114,8 та 327 кБк/тварину. У п'ятому досліді тваринам щоденно на протязі 15 діб вводили йод активністю 32,3 кБк/тварину. З часом активність ізотопу, що вводилась, зменшувалась згідно з законом радіоактивного розпаду. Тваринам, задіяним у шостому досліді одноразово ввели йод активністю 65,9 кБк/тварину. Для виявлення ефекту часткового блокування ЩЗ сьомій групі тварин після відбору крові з хвостової вени хвосту занурювали на 30 с у 5 % -ний спиртовий розчин елементарного стабільного йоду (^{127}I), після чого через 1 год перорально ввели радіоактивний ізотоп (Na^{131}I) активністю 65,9 кБк/тварину. Тварин умертвляли, згідно робочого графіка (через 1, 2, 3, 7 та 14 діб) по 5 тварин на точку з дотриманням вимог ст. 26 Закону України "Про захист тварин від жорстокого поводження". Методом гамма-спектрометрії визначали вміст радіоізоотопу в кожному органі та тканині у динаміці проведення експериментів. За питомим вмістом йоду в органах і тканинах будували графіки його кінетики, за якими, враховуючи, що виведення радіонуклідів із біологічної субстанції описується експоненційною функцією, та використовуючи програмний пакет Origin 8, визначали ефективні періоди напіввиведення. При цьому виведення радіонукліда з органу описували одною чи двома експонентами [9]

$$q_t = q_0 \times f \times \left(a \times \exp\left(\frac{-0,693 \times t}{T_{ef1}}\right) + b \times \exp\left(\frac{-0,693 \times t}{T_{ef2}}\right) \right), \quad (1)$$

де q_t – активність радіонукліда в органі на час t , Бк; q_0 – активність, що надійшла до організму, Бк; f – частина активності, що надійшла до органу; a , b – долі ізотопу, що виводяться з ефективними періодами напіввиведення відповідно T_{ef1} і T_{ef2} .

Інтегруючи активність під кривими, що описують процеси кінетики ізотопу в органі за час t , отримували сумарну кількість розпадів N_t в одиниці маси органу чи тканини і розраховували поглинену дозу D_n в органі n за виразом

$$D_n = k_1 \times k_2 \times E_{ef} \times N_t \text{ [Гр]}, \quad (2)$$

де $k_1 = 1,610^{-13}$ Дж/МеВ; $k_2 = 0,875$ – геометричний фактор, що відображає частку енергії β -випромінювання, яка поглинається у тканині ЩЗ (застосовується лише для розрахунку дози у ЩЗ); E_{ef} – ефективна енергія, що передається органу в кожному акті розпаду ізотопу, МеВ/розпад.

Згідно з Публікацією 103 МКРЗ [10], ефективна доза D_{ef} описується співвідношенням

$$D_{ef} = \sum D_n \times w_n, \quad (3)$$

де w_n – тканинний зважувальний фактор (табл. 1).

Таблиця 1

Значення тканинних зважувальних факторів

Орган	w_n
Кістковий мозок, шлунок, кишківник, легені, нирки, селезінка, м'язи	0,12
Гонади	0,08
Печінка, щитоподібна залоза	0,04
Поверхня кістки, шкіра	0,01

Результати та обговорення

При пероральному одноразовому надходженні ^{131}I (досліди 1-3) спостерігали однакові рівні (у межах похибки вимірювань) і динаміку його утримання в цілісному організмі за різних кількостей ізотопу, що надійшов до організму. При цьому утримання можна описати двома експонентами з коротким та тривалим ефективними періодами напіввиведення (T_{ef}) (“швидкий” та “повільний” компоненти виведення). Водночас установлено, що числові значення обох компонентів та їхні вагові внески в загальний вміст ізотопу в організмі залежать від кількості введеного радіонукліда. Для “швидкого” компонента виявлено, що зі збільшенням кількості введеного ^{131}I T_{ef} і частка ізотопу від загальної активності в організмі з таким T_{ef} зростає; для “повільного” компонента зі збільшенням введеної активності T_{ef} зростає, а доля ізотопу з таким T_{ef} зменшується.

Функціональні залежності T_{ef} від введеної активності та значення параметрів виведення наведено в табл. 2.

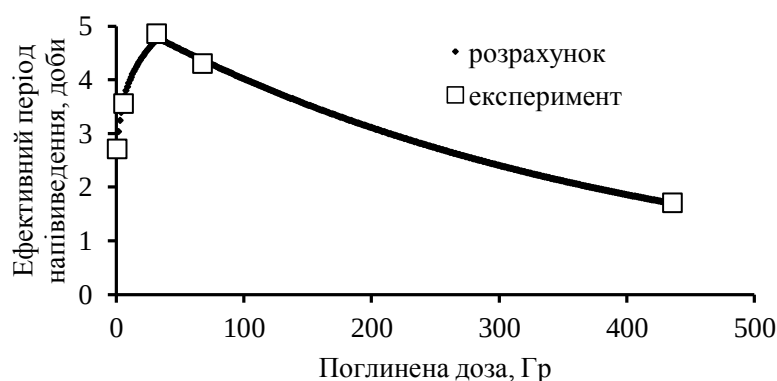
Таблиця 2.

Зміна параметрів виведення ^{131}I з організму щурів за одноразового перорального надходження залежно від уведеної активності

Уведена активність, кБк	Формула виведення	Період напіввиведення, доби		Частка ізотопу, що виводиться з даним T _{ef}
		ефективний, T _{ef}	біологічний, T _b	
“Швидкий” компонент виведення				
3,3	N = 0,234·exp(-3,15·t)	0,220	0,226	0,235
19,2	N= 0,434·exp(-2,13·t)	0,325	0,339	0,435
114,8	N= 0,497·exp(-1,40·t)	0,493	0,526	0,498
“Повільний” компонент виведення				
3,3	N= 0,765·exp(-0,22·t)	3,11	5,07	0,765
19,2	N= 0,565·exp(-0,18·t)	3,81	7,24	0,565
114,8	N = 0,502·exp(-0,14·t)	4,74	11,53	0,502

Примітка: N – відносні одиниці; t – доби.

Для тварин, задіяних у дослідях 1-4, розраховували середні дози, поглинені у ЩЗ за 80 діб (термін практично повного розпаду ^{131}I). За введених активностей на 1 тварину 3,3; 19,2; 114,8 та 327 кБк дози склали відповідно 0,86; 6,62; 32,11 і 68,50 Гр. Виявлено, що залежно від дози опромінення ЩЗ змінюється ефективний період напіввиведення ізотопу із органу (рис. 1).



* - літературні дані

Рис. 1. Залежність ефективного періоду напіввиведення ^{131}I із тиреоїдної тканини від поглиненої дози

При цьому було встановлено, що до досягнення дози 34 ± 2 Гр відбувається зростання T_{ef} , що може бути описане ступеневою функцією

$$T_{\text{ef}} = 2,71109 \cdot D^{0,16168},$$

де D - поглинена доза, Гр.

Таке зростання T_{ef} можна пояснити поступовим розвитком ятрогенного гіпотиреозу, викликаного помірним радіаційним ушкодженням тканини ЩЗ, що призводить до зниження продукування тиреоїдних гормонів і тим самим зменшення виходу йоду в кров'яне русло. Водночас за поглиненої дози 68,5 Гр T_{ef} дорівнює 4,3 доби, що на 11% менше, ніж за дози 32,1 Гр (4,85 доби). У науковій літературі є повідомлення, що за дози близько 440 Гр T_{ef} становить 1,7 доби. Очевидно, таке зменшення T_{ef} пов'язане прогресуючим радіаційним руйнуванням тиреоїдної тканини і втраті нею здатності утримувати йод. Зменшення T_{ef} починається при досягненні значення поглиненої дози близько 34 Гр, відбувається за експоненційною залежністю і описується функцією

$$T_{ef} = 5,1962 \cdot \exp(-0,00257 \cdot D).$$

У досліді 5 досліджували процеси кінетики ^{131}I в органах і тканинах тварин за тривалого щоденного надходження йоду. Кінетику ізотопу у ЩЗ відображено на рис. 2. Спостерігається складний динамічний процес, який ми описали двома функціональними залежностями.

До 20-ї доби зміну питомої активності в органі можна описати поліномом 6 ступеня

$$q[\text{Бк/г}] = -0,3287t^6 + 22,053t^5 - 603,43t^4 + 9189,2t^3 - 91940t^2 + 562353t - 144045,$$

де t – час, доби (при цьому коефіцієнт детермінації $R^2=0,998$).

Після 20 доби питомий вміст ізотопу описується експоненційною залежністю

$$q[\text{Бк/г}] = 4464000 \cdot \exp(-0,082 \cdot t); R^2=0,999.$$

Динаміка накопичення дози (рис. 3) описується поліномом 6 ступеня

$$D[\text{Гр}] = 4,354 \cdot 10^{-9}t^6 - 1,1748 \cdot 10^{-6}t^5 + 1,2088 \cdot 10^{-4}t^4 - 5,63 \cdot 10^{-3}t^3 + 8,861 \cdot 10^{-2}t^2 + 1,623t - 1,571; R^2=0,9999.$$



Рис. 2. Кінетика ^{131}I у ЩЗ щурів за щоденного надходження ізотопу початковою активністю 32,3 кБк/тварину



Рис. 3. Динаміка накопичення дози у ЩЗ щурів за за щоденного надходження ізотопу початковою активністю 32,3 кБк/тварину

Часткове блокування ЩЗ (досліди 6 і 7) суттєво змінює метаболізм ^{131}I , про що свідчать відмінності у його кінетиці в окремих органах і тканинах. Перш за все, суттєво змінилась кінетика

ізоотопу у самій ЩЗ. У заблокованій залозі ефективний період напіввиведення зріс із 3,3 діб до 17,3 діб. Але для ^{131}I значення T_{ef} , що перевищує 8,04 доби (період напіврозпаду ізоотопу) не має фізичного змісту. Пояснення ефекту, що спостерігається, очевидно, слід шукати в тому, що разом з процесом секреції у кров із ЩЗ з тиреоїдними гормонами стабільного йоду, що її частково блокував, відбувається його заміщення (опосередковано через кров) радіоактивним йодом, що вивільняється з інших органів. Нами встановлено, що таким резервним депо є, у першу чергу, гіподерма, яка за величиною акумуляції йоду серед органів і тканин організму посідає друге місце після ЩЗ (табл. 3).

Таблиця 3

Вміст ^{131}I в гіподермі через 1 добу після введення (% від введенного)

Номер досліджу	1	2	3	4	5	6	7
Вміст ^{131}I у гіподермі	30	24,3	16,9	14,0	20,9	22	14,3

Особливості кінетики ^{131}I в організмі тварин за внутрішнього надходження визначають формування в органах і тканинах поглинених доз. Визначивши поглинені дози в окремих органах і тканинах, ми отримали можливість розрахувати ефективні дози опромінення тварин (табл. 4).

Таблиця 4

Ефективні дози (Зв) опромінення лабораторних щурів за- та без часткового блокування ЩЗ стабільним йодом за одноразового надходження до організму 65,9 кБк ^{131}I

Стан ЩЗ	Термін після надходження ізоотопу, доби					
	1	2	3	7	14	28
Без блокування	0,076	0,200	0,302	0,550	0,695	0,738
З частковим блокуванням	0,008	0,043	0,086	0,239	0,453	0,738

Найбільший інтерес представляють особливості формування доз у ЩЗ за- та без її блокування. Хоча за наших умов ступінь блокування надходження радіонукліду за співвідношенням максимального накопичення ізоотопу в органі становить 72 %, однак, завдяки виявленій нами і описаній вище постійній “підкачці” радіоактивного йоду в ЩЗ, що блокується, із гіподерми, співвідношення між дозами у заблокованій та незаблокованій ЩЗ, починаючи з 3-ї доби монотонно змінюється від 0,28 до 0,65 на 14-ту добу. За нашим прогнозом саме на 28-му добу це співвідношення має наблизитись до 1. Ефективні дози опромінення ЩЗ за одноразового надходження до організму 65,9 кБк ^{131}I на цей термін дорівнюватимуть 0,738 Гр, а поглинені дози у ЩЗ – 18,5 Гр як без блокування органу, так і з таким, тобто радіозахисний ефект від неповного блокування ЩЗ стабільним йодом зійде нанівець. Отже, одноразове блокування ЩЗ є неефективним. Враховуючи феномен “підкачки” ізоотопу із гіподерми та інших органів у ЩЗ, очевидно, для ефективного захисту цього органу від переопромінення необхідне щоденне вживання препаратів стабільного йоду, допоки радіоактивний ізоотоп повністю не виведеться з організму. Гарантованим терміном вживання цих препаратів у випадку потрапляння в організм ^{131}I можна вважати 80 діб після закінчення надходження ізоотопу (термін умовно повного радіоактивного розпаду).

Висновки

1. Експериментально досліджено особливості кінетики ^{131}I в органах і тканинах лабораторних щурів і дозоутворення за одноразового та тривалого надходження до організму у широкому діапазоні активностей. Виявлено дозозалежне зростання T_{ef} ізоотопу із ЩЗ, спричинене, імовірно, функціональними порушеннями в органі за доз опромінення, які ще не викликають деструкцію тканини залози. Встановлено дозу за якої починається радіаційна деструкція тиреоїдної тканини.
2. Встановлено що гіподерма являється резервним депо йоду в організмі, звідки, за необхідності, ізоотоп поповнює його дефіцит у ЩЗ.
3. Виявлено особливості накопичення ^{131}I в органах і тканинах тварин та формування доз опромінення за одноразового перорального надходження ізоотопу без блокування ЩЗ та за часткового (72 %) її блокування стабільним йодом.

4. Встановлено, що одноразове часткове блокування ЩЗ практично не має радіозахисного ефекту: поглинена доза у ЩЗ та ефективна доза при цьому не зменшується, змінюється лише потужність дози. Для ефективного захисту органу від переопромінення необхідний щоденний прийом стабільного йоду на протязі 80 діб після закінчення надходження ізотопу.

Список літератури

1. Василенко И.Я., Василенко О.И. Радиоактивный йод // Энергия: экономика, техника, экология. – 2003. - № 5. – С. 57 – 72.
2. Радиоактивный йод в проблеме радиационной безопасности: Под ред. Л.А. Ильина. – М.: Атомиздат, 1972. – С.27 – 30.
3. Радиационные характеристики облученного ядерного топлива: Справочник / В.М. Колобашкин, П.М. Рубцов, П.А. Ружанский, В.Д. Сидоренко. – М.: Энергоатомиздат, 1983. – 374 с.
4. Щитовидная железа. Фундаментальные аспекты / Под ред. проф. А. И. Кубарко и проф. S. Yamashita. - Минск - Нагасаки, 1998. - 368 с.
5. Дрозд І.П. Радіоекологічна безпека населення, що зазнає тривалої дії радіаційного фактора: Арэф. дис... докт. біол. наук.- 03.00.14.- КНУ.- Київ, 2004.- 36 с.
6. Порковский Я.В. Клинико-функц. особенности заболеваний внутр. органов у лиц, подвергшихся воздействию малых доз иониз. радиации: Арэф. дис... докт. мед. наук 14.01.04.- СибГМУ.- Томск, 2014.- 41 с.
7. Лягинская А.М., Осипов В.А. Короткоживущие изотопы йода (^{131}I - ^{135}I) в условиях радиационной аварии: особенности формирования и распределения поглощенных доз в щитовидной железе, биологические эффекты // Мед. радиология и радиационная безопасность, 2005.- Т. 50, № 2.- С. 18-26.
8. Бражников М.М., Кирвель И.И. Йод и йодная профилактика / Метод. пособие.- Минск, БГИУР, 2007.- 26 с.
9. Королев Г.К. Обмен ^{131}I в организме в зависимости от пути поступления и токсическое действие при попадании в органы дыхания // Распределение, кинетика обмена и биологическое действие радиоактивных изотопов йода / Под ред. Л. А. Ильина, Ю. И. Москалева.- М.: Медицина, 1970.- С. 36-44.
10. Публ. 103 МКРЗ / Перевод. с англ. М.: Изд. ООО ПКФ “Алана”, 2009.- 344 с.

УДК 546.36:581.557.24

РОЛЬ АРБУСКУЛЯРНИХ МІКОРИЗНИХ ГРИБІВ У НАКОПИЧЕННІ ^{137}Cs РОСЛИНАМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ У ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ҐРУНТІВ

Дубчак Сергій Валерійович

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, 03035, м. Київ, вул. В.Липківського 35, корп.2

Вступ

Майже через три десятиліття після аварії на Чорнобильській АЕС радіоізотоп ^{137}Cs залишається найбільш значущим радіоактивним полунуклідом на територіях України, Білорусі та Росії, а також ряду західноєвропейських країн (Швеція, Фінляндія, Австрія, Німеччина, Польща). Також унаслідок аварії на АЕС «Фукусіма» в 2011 році радіоцезієм було забруднено значну територію Японії. Незважаючи на поступове зниження надходження ^{137}Cs до трофічних ланцюгів в наземних екосистемах, інтенсивність переходу цього радіонукліду з ґрунту до рослинності на багатьох радіоактивно забруднених теренах на сьогодні все ще залишається високою [1].

В останні роки значного поширення набули енвайронментальні біотехнології, що спрямовані на комбіноване використання рослин та певних видів ґрунтових мікроорганізмів для вилучення радіонуклідів та важких металів із ґрунту або стабілізації полунуклідів [2]. Серед таких мікроорганізмів особливе значення мають мікоризні гриби, оскільки близько 90 % рослин формують з ними симбіотичні зв'язки, утворюючи мікоризні асоціації.

Серед ґрунтових мікоризних грибів найбільш суттєву роль в транслокації та іммобілізації радіонуклідів відіграють арбускулярні мікоризні (АМ) гриби, які є неодмінною складовою ризосфер близько 80 % трав'янистих рослин. Арбускулярна мікориза є найстаршою (350 – 400 млн. років) і найбільш розповсюдженою серед інших типів мікориз [3]. Шляхом включення радіонуклідів у процес власного метаболізму, АМ гриби можуть також істотно впливати на їх надходження до рослин. При цьому АМ гриби виявляють здатність до трансформації та іммобілізації радіонуклідів і обмежують їх біологічну доступність до рослин та поширення в ґрунті [4].

Результати попередніх досліджень впливу АМ грибів на накопичення ^{137}Cs рослинами, що вирощувалися в лабораторних умовах на штучно забрудненому радіоцезієм ґрунті, виявилися досить суперечливими. У ряді випадків встановлено, що інокулювання АМ грибами різних видів призводило до зменшення питомої активності радіоцезію в рослинах [5,6]. Водночас, результати інших праць свідчать про істотне збільшення питомої активності ^{137}Cs в рослинах, інокульованих АМ грибами [7] або про відсутність жодних змін у накопиченні радіоцезію [8].

Таким чином, наразі є актуальним вивчення впливу інокуляції рослин певними видами АМ грибів на їх здатність накопичувати радіонукліди, що може потенційно стати дієвим засобом очищення ґрунтів на радіоактивно забруднених територіях шляхом фітостабілізації або фіторе mediaції.

Матеріали та методи

З метою проведення лабораторних досліджень, в Чорнобильській зоні відчуження було відібрано ґрунт поблизу сіл Копачі (питома активність ^{137}Cs – 2220 Бк·кг⁻¹) та Ново-Шепеличі (питома активність ^{137}Cs – 55600 Бк·кг⁻¹). З місць відбору ґрунту було взято також зразки рослин подорожника ланцетистого (*Plantago lanceolata*), що потенційно могли б бути колонізовані АМ грибами. Даний вид рослин характеризується високими рівнями колонізації АМ грибами і є поширеним не тільки в зоні аварії, а й на інших радіоактивно забруднених територіях.

Після гомогенізації та двократної стерилізації ґрунту в електричній печі протягом 1 години при температурі 105 С його вміщували до контейнерів для культивації та проводили висадку попередньо пророщених рослин *Plantago lanceolata* одночасно з додаванням інокуляту, який містив спори арбускулярного мікоризного гриба *Glomus intraradices* (штам BIO). Під час культивації рослини знаходилися у кліматичній камері при температурі повітря 20 С та неперервному 12-годинному освітленні протягом доби з інтенсивністю світлового потоку 30 мкмоль·(с·м²)⁻¹. Час культивації становив три місяці.

Питому активність ^{137}Cs у підземних і надземних частинах рослин та зразках ґрунту, відібраних в Чорнобильській зоні, визначали на напівпровідниковому гамма-спектрометрі з HP-Ge детектором.

Якісний аналіз розподілу радіонуклідів у підземних та надземних органах рослин, вирощених на ґрунті з Чорнобильської зони, проводили за допомогою методу авторадіографії, використовуючи касету з рентгенівською плівкою Kodak (США). Обробку плівки та отримання цифрових зображень виконували за допомогою системи «BioRad Molecular Imager Scanner» (США).

Фізіологічний стан фотосинтетичного апарату рослин визначали шляхом виміру параметрів флуоресценції молекул хлорофілу *a* у їх листі за допомогою флуорометру Handy PEA (Hansatech Instruments, Великобританія) з підсвітлюючим світловим імпульсом інтенсивністю 600 Вт·м⁻² на довжині хвилі 650 нм. Виміри фотосинтетичної активності рослин проводили на десятому тижні їх культивації (в лабораторних умовах). Отримані при опроміненні адаптованого до темряви листя рослин криві флуоресценції хлорофілу *a* аналізували математично за допомогою ОЖР-тесту, що оснований на теорії енергетичних потоків у біомембранах [9].

Рівні колонізації рослин АМ грибами визначали за допомогою світлового мікроскопу Nikon Eclipse 800 (Японія) з системою фотореєстрації Nikon FDX-35. Коріння рослин фарбували розчином 0,01 % блакитного аніліну та 80 % молочної кислоти, використовуючи модифікований метод, що був запропонований Філіпсом та Хайманом (1970). Кількісний аналіз мікоризної колонізації рослин внутрішньокореновими структурами АМ грибів проводили за методом, розробленим Трувелотом (1986), з використанням шестирівневої шкали колонізації.

Результати дослідження та їх обговорення

У кореневій системі рослин *P. lanceolata*, відібраних у Чорнобильській зоні відчуження, шляхом морфологічного аналізу було ідентифіковано п'ять видів АМ грибів: *Glomus irregulare*, *Glomus clarum*, *Glomus tenue*, *Glomus intraradices* та *Scutellospora* sp. Загальний рівень мікоризної колонізації рослин склав від 93 до 97 %.

Рослини подорожника, відібрані з ділянок з щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs 530–600 $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ (поблизу села Копачі), характеризувалися на 30–35 % ефективнішим функціонуванням фотосинтетичного апарату у порівнянні з рослинами, знайденими поблизу села Ново-Шепеличі (забруднення радіоцезієм 3,8–4,3 $\text{МБк}\cdot\text{м}^{-2}$). Про це свідчать отримані значення показника загальної ефективності фотосинтезу (total performance index, PI_{TOTAL}) – величини, що є головним показником вітальності фотосинтетичної системи рослин. Таким чином, можна припустити, що збільшення дози радіаційного опромінення здатне негативно впливати на функціонування фотосинтетичного апарату рослин. З огляду на високий ступінь АМ колонізації (90 – 93%) та отримані коефіцієнти накопичення радіоцезію (0,46 – 0,66) у рослин подорожника ланцетолистого з Чорнобильської зони, а також враховуючи широке даного виду на радіоактивно забруднених територіях [8], цей вид використовувався в наших подальших експериментах.

Радіографічний аналіз рослин подорожника, культивованих в лабораторних умовах на ґрунті з Чорнобильської зони з вмістом ^{137}Cs 2220 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ та 55600 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ показав, що більша частина радіоцезію та інших радіонуклідів чорнобильського походження зосереджена в надземній частині як інокульованих АМ грибом *Glomus intraradices*, так і неінокульованих рослин. Колонізація подорожника ланцетолистого зазначеним АМ грибом призвела до зменшення на 60–100 % питомої активності радіоцезію ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) в його надземній частині та, відповідно, до зниження коефіцієнтів переходу радіонукліду з ґрунту до надземних органів рослин у порівнянні з неінокульованим контролем (табл. 1). При цьому не було відмічено істотного впливу мікоризи на накопичення ^{137}Cs в кореневій системі рослин. Встановлено, що більша частина радіоцезію (60–75 %) знаходиться у надземних органах рослин подорожника. Сухі маси мікоризованих та немікоризованих рослин не відрізнялися суттєво; таким чином, загальна активність радіоцезію (Бк на рослину) в мікоризованих рослинах була істотно меншою, ніж у неінокульованого контролю (табл. 1). Відповідно, частка ^{137}Cs , поглинутого з ґрунту мікоризованими рослинами подорожника ланцетолистого була суттєво нижчою, ніж у випадку немікоризованих рослин. Цей факт демонструє здатність арбускулярної мікоризи обмежувати надходження радіоцезію з ґрунту до *P. laneolata*.

Для оцінки інтенсивності переміщення ^{137}Cs з кореневої системи до надземних органів *P. laneolata* використовували співвідношення між питомою активністю радіонукліду у підземних та надземних органах рослини. Збільшення даного показника в рослині вказує на зменшення переносу радіонукліду з її підземної до надземної частини [5]. Було встановлено, що мікоризовані рослини подорожника характеризувалися значним (40–70 %) збільшенням даного співвідношення у порівнянні з немікоризованим контролем (табл. 1), що свідчить про здатність АМ грибів обмежувати інтенсивність переходу радіоцезію з кореневої системи до надземних органів рослин.

Таблиця 1. Питома активність ^{137}Cs в надземних та підземних частинах немікоризованих (НМ) та мікоризованих (М) рослин *P. lanceolata*; суха маса окремої рослини; загальна активність ^{137}Cs в перерахунку на одну рослину; коефіцієнти накопичення ^{137}Cs та співвідношення між питомою активністю радіонукліду у підземних та надземних частинах рослин, культивованих на ґрунті з с. Копачі та с. Ново-Шепеличі.

	Питома активність, Бк·кг ⁻¹		Суха маса, г		Активність в рослині, Бк		Коефіцієнт накопичення		Співвідно- шення активності, підз./надз. частина
	підз. част.	надз. част.	підз. част.	надз. част.	підз. част.	надз. част.	підз. част.	надз. част.	
с. Копачі									
Н	5006 ±	2244±	0.0051 ±	0.023 ±	0.026 ±	0.052 ±	2.25 ±	1.01 ±	2.23 ± 0.52 ^a
М	866 ^a	328 ^b	0.0019 ^a	0.007 ^a	0.004 ^a	0.009 ^b	0.29 ^a	0.19 ^b	
М	4265 ±	1104 ±	0.0053 ±	0.025 ±	0.023 ±	0.029 ±	1.92 ±	0.50 ±	3.86 ± 1.19 ^b
	1036 ^a	303 ^a	0.0017 ^a	0.005 ^a	0.004 ^a	0.006 ^a	0.67 ^a	0.18 ^a	
с. Ново-Шепеличі									
Н	21152 ±	11100 ±	0.0047 ±	0.021 ±	0.086 ±	0.233 ±	0.38 ±	0.20 ±	1.91 ± 0.42 ^a
М	2548 ^a	2251 ^b	0.0018 ^a	0.009 ^a	0.008 ^a	0.037 ^b	0.08 ^a	0.06 ^b	
М	18291 ±	6680 ±	0.0051 ±	0.024 ±	0.093 ±	0.160 ±	0.33 ±	0.12 ±	2,74 ± 0.72 ^b
	2879 ^a	2127 ^a	0.0017 ^a	0.005 ^a	0.009 ^a	0.029 ^a	0.05 ^a	0.05 ^a	

* – різні літери над величинами в таблиці позначають статистично істотні різниці між немікоризованими (НМ) та мікоризованими (М) рослинами ($p < 0.05$)

Інокульовані грибом *G. intraradices* рослини подорожника ланцетолистого, що вирощувались на ґрунті з Чорнобильської зони з різними рівнями забруднення ^{137}Cs , характеризувалися високим (від 87 до 92 %) загальним ступенем АМ колонізації (рис.1). В досліджуваних фрагментах коріння рослин колонізація була однорідною. Внутрішньокореневі структури АМ гриба були морфологічно характерними для *Arum*-типу мікоризи. Близько 20 % фрагментів коріння містили численні везикули.

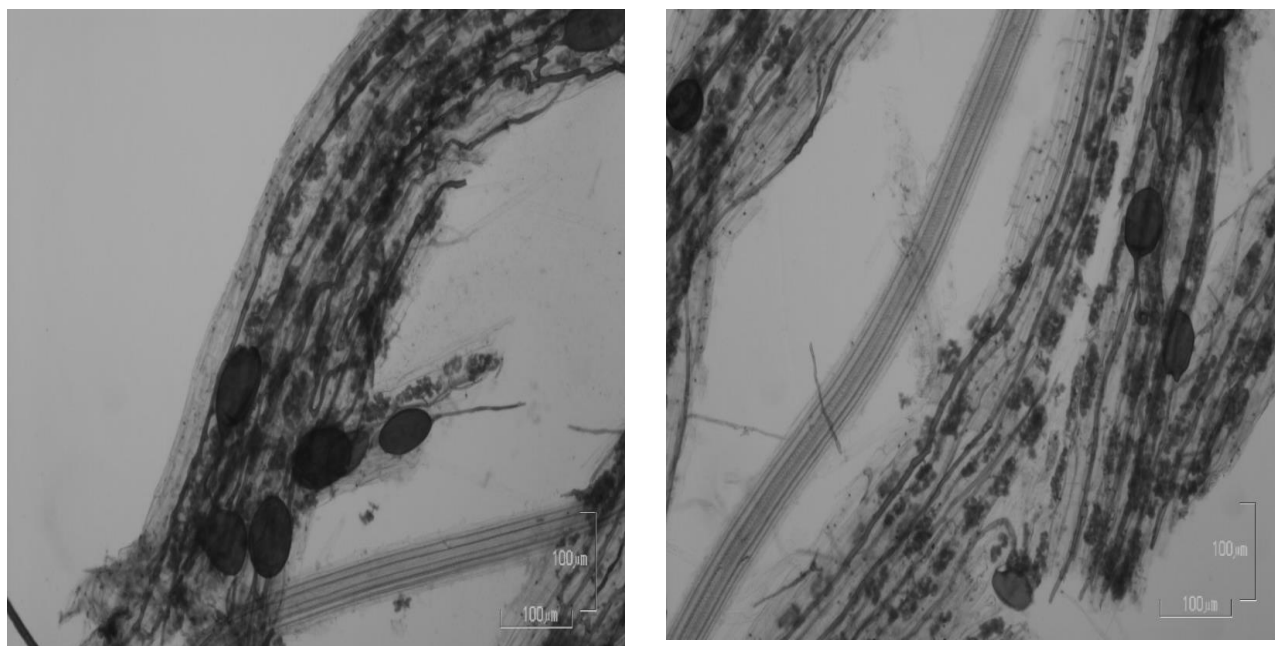
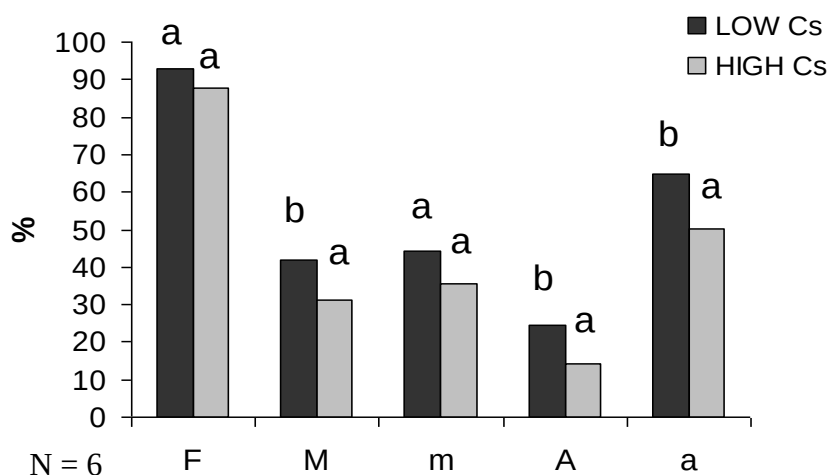


Рис. 1. Арбускули та везикули АМ гриба *Glomus intraradices* в кореневій системі рослин *Plantago lanceolata*, культивованих в лабораторних умовах на ґрунті з Чорнобильської зони

Інтенсивність мікоризної колонізації (M , %) та вміст арбускул (A , а, %) у рослин, культивованих на ґрунті з нижчою активністю ^{137}Cs ($2220 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$) на 7–10 % перевищували відповідні параметри у рослин, вирощених на ґрунті з вищим вмістом радіонуклідів ($55600 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$, рис. 2).



* - різні літери над стовпчиками позначають статистично істотні різниці ($p < 0.05$)

Рис. 2. Параметри арбускулярної мікоризної колонізації (в %) кореневої системи *P. lanceolata* грибом *G. intraradices* (рослини культивовано на ґрунті з сіл Копачі (LOW Cs) та Ново-Шепеличі (HIGH Cs)): F – загальний ступінь колонізації; M, m – інтенсивність мікоризної колонізації (загальна та в мікоризованих фрагментах коріння відповідно); A, а – вміст арбускул (загальний та в мікоризованих фрагментах коріння з арбускулами відповідно)

Ефективність функціонування фотосинтетичного апарату мікоризованих рослин подорожника ланцетолистого (показник загальної ефективності фотосинтезу PI_{TOTAL}) була на 25–31 % вищою, ніж у неінокульованого контролю при різних рівнях забруднення ґрунту радіоцезієм. Цей факт вказує на

те, що мікоризний симбіоз поліпшує фотосинтетичну вітальність рослин *P. lanceolata* та водночас призводить до збільшення інтенсивності фотосинтезу, що повинно компенсувати витрати вуглецю, відібраного в рослини симбіотичним партнером – АМ грибом *G. intraradices*.

Висновки.

У даній роботі показано, що рослини подорожника ланцетолистого, відібрані у різних частинах Чорнобильської зони відчуження, здані утворювати мікоризні симбіози з наступними видами АМ грибів: *Glomus irregulare*, *Glomus clarum*, *Glomus tenue*, *Glomus intraradices* та *Scutellospora* sp.

В лабораторних експериментах з *Plantago lanceolata*, культивованих на ґрунті з Чорнобильської зони відчуження, встановлено, що колонізація рослин АМ грибом *Glomus intraradices* зменшує на 40–70 % надходження ^{137}Cs з підземних до надземних органів рослин та призводить до зниження на 60–100 % коефіцієнтів переходу радіоцезію з ґрунту до надземної частини рослин.

Встановлено, що АМ гриб *Glomus intraradices* позитивно впливає на функціонування фотосинтетичного апарату рослин подорожника ланцетолистого, культивованих на радіоактивно забрудненому ґрунті, а параметри АМ колонізації рослин зростають при зменшенні концентрації радіоцезію у ґрунті.

У підсумку можна стверджувати, що досліджуваний в роботі АМ симбіоз можна ефективно використовувати в технологіях фітостабілізації на територіях, забруднених радіоцезієм. Водночас для подальшого впровадження технології фіторемедіації з використанням АМ грибів важливо враховувати специфічність впливу конкретного виду і штаму АМ гриба на поглинання певних радіонуклідів різними видами рослин, а також фізико-хімічні властивості ґрунту.

Дослідження було виконано в рамках міжнародного проекту MYCOREMED MEST-CT-2005-020387 «Роль арбускулярних мікоризних грибів у накопиченні радіоцезію рослинами» за підтримки 6-ї Рамкової Програми Європейського Союзу (Стипендіальна програма Марії Кюрі).

Список літератури

1. Гудков І.М. (2003) Сучасна радіаційна ситуація в аграрній сфері на території України, Росії та Білорусі в зоні впливу аварії на Чорнобильській АЕС. Проблеми сільськогосподарської радіології: 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС. Житомир: Вид-во ДАУ, С. 21–27.
2. Entry J.A., Astrud L.S., Reeves M. (1999) Accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi. Environ. Pollut. 104, P.449–457.
3. Brundrett M.C. (2002) Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants. New Phytologist 154, 275–304.
4. Dupré de Boulois H., Delvaux B., Declerck S. (2005) Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the root uptake and translocation of radiocaesium. Environ. Pollut. 134, P.515–524.
5. Gyuricza V., Declerck S., Dupré de Boulois H. (2010) Arbuscular mycorrhizal fungi decrease radiocaesium accumulation in *Medicago truncatula*. J. Environ. Radioact. 101, P.591–596.
6. Dubchak S., Ogar A., Mielinski J. W., Turnau K. (2010) Influence of silver and titanium nanoparticles on arbuscular mycorrhiza colonization and accumulation of radiocaesium in *Helianthus annuus* Spanish Journal of Agricultural Research. 8(S1), P. 103–108.
7. Rosen K., Weiliang Z., Martensson A. (2005) Arbuscular mycorrhizal fungi mediated uptake of ^{137}Cs in leek and ryegrass. Sci. Total Environ. 338, P.283–290.
8. Кріпка Г.В., Сорочинський Б.В. (2003) Використання арбускулярних мікоризних грибів для фіторемедіації забруднених земель. Бюл.екол.стану Чорнобильської зони відчуження № 2. С.53–58.
9. Strasser R.J., Tsimilli-Michael M., Srivastava A. (2004) Analysis of the chlorophyll *a* fluorescence transient. In: Papageorgiou, G., Govindjee, C. (Eds.), Chlorophyll *a* fluorescence: a signature of photosynthesis. Advances in Photosynthesis and Respiration Series. Kluwer Acad. Publ. Rotterdam, Vol. 19., P. 321–362.

РАДІОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ТА ЛІСОВОЇ ПРОДУКЦІЇ НА ТЕРИТОРІЇ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ**Мартенюк Г. М., к. с.-г. н., доцент, Дунаєвська О. Ф., к. б. н., доцент***Житомирський національний агроекологічний університет*

Негативні наслідки аварії, що сталася на четвертому енергоблоці Чорнобильської АЕС двадцять шостого квітня 1986 року, пов'язані із викидом значної кількості радіоактивності у довкілля, з тривалим існуванням зруйнованого ядерного реактора (об'єкту «Укриття»), з виведенням Чорнобильської АЕС з експлуатації і є найтяжчими за всю історію використання атомної енергії у мирних цілях. Загальна радіоактивність речовин, що потрапили за межі реактора у довкілля, становить близько 13 ЕксаБеккерелів (понад 300 МКі) [1]. Аварія призвела до забруднення більш як 145 тис. км² території України, Республіки Білорусь та Російської Федерації, щільність забруднення радіонуклідами ¹³⁷Cs якої перевищує 37 кБк/м² (перевищення цього рівня за законодавством зазначених країн відносить території до категорії забруднених). Внаслідок Чорнобильської катастрофи постраждало близько 5 мільйонів людей, на забруднених територіях розташовано майже 5 тисяч населених пунктів Республіки Білорусь, України та Російської Федерації. З них в Україні – 2293 сіл, селищ та міст, у яких чисельність населення на початку дев'яностих років минулого сторіччя перевищувала 2,6 млн. осіб. Крім України, Республіки Білорусь та Російської Федерації значного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи зазнали території Швеції, Австрії, Норвегії, Німеччини, Фінляндії, Греції, Румунії, Словенії, Швейцарії. Меншою мірою забруднено території інших держав Європи. Чорнобильські випадки були зафіксовані національними підрозділами різних країн, які здійснювали радіаційний моніторинг, на території Азії, Північної Америки, на акваторії Атлантичного та Тихого океанів у північній півкулі. Одразу, з першого дня ліквідації аварії, значні зусилля були спрямовані на оцінку стану радіоактивного забруднення навколишнього природного середовища та контроль вмісту радіонуклідів у продукції, що вироблялась на забруднених територіях. Була сформована розгалужена мережа системи моніторингу, що налічувала сотні лабораторій та постів радіологічного контролю, де щорічно виконувались сотні тисяч вимірювань вмісту радіонуклідів у пробах води, атмосферних випадів, ґрунту, сільськогосподарської та лісогосподарської продукції. За допомогою методів аерогаммаспектрометрії була здійснена оцінка рівнів забруднення гамма-випромінюючими радіонуклідами території всієї України у масштабі 1:500 000, більш детальними обстеженнями (у масштабі від 1:200000 до 1:50000) була охоплена північна частина країни (близько 250 тис. км²). Наприкінці 1989 року до переліку, який визначав місця здійснення протирадіаційних заходів, було внесено близько 1500 населених пунктів Рівненської, Житомирської, Київської та Чернігівської областей. У 1991 році Верховна Рада УРСР прийняла низку законодавчих актів, спрямованих на соціальний захист людей, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи. Протягом 1991-1995 років відповідно до вимог чинного законодавства було визначено територію зон радіоактивного забруднення. До цих зон було віднесено 2293 населених пункти дванадцяти областей, які зазнали найбільшого забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Території, що віднесені до зон радіоактивного забруднення, знаходяться у 74 районах 12 областей (Вінницька, Волинська, Житомирська, Івано-Франківська, Київська, Рівненська, Сумська, Тернопільська, Хмельницька, Черкаська, Чернівецька, Чернігівська). Сьогодні на забруднених територіях проживає майже 2,2 млн. осіб, у тому числі в зоні посиленого радіоекологічного контролю понад 1,6 млн. осіб. Радіаційний аварійний фон порівняно із 1986 роком зменшився у сотні разів. Вжиті контрзаходи та процеси самоочищення природного середовища призвели до зменшення вмісту радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища, в продукції сільського господарства. А це, в свою чергу, зумовило зменшення доз зовнішнього та внутрішнього опромінення населення.

Постановка задачі. За післяаварійні роки площі території України, що зазнали радіоактивного забруднення, суттєво скоротилися. Радіоактивно забруднені угіддя характеризуються суттєвою неоднорідністю за розподілом щільності радіоактивного забруднення. Окрім цього, за післяаварійний період радіаційна ситуація на даній території суттєво змінилася. Тільки за рахунок процесу радіоактивного розпаду щільність забруднення ґрунту вже зменшилась на 30%, частина радіонуклідів мігрувала нижче орного шару. Так, за даними останніх років, уточнені рівні для більшості ділянок у 2-5 разів нижче попередніх [2].

В той же час екологічні наслідки аварії характеризувались не тільки особливостями радіоактивного забруднення, а також генетичними і еволюційними відмінностями окремих ґрунтових різновидів природних агроєкосистем. В цілому забруднені угіддя представлені ґрунтами, які сприяють високій міграції радіонуклідів в рослини, що зумовлює значне забруднення продукції сільського та лісового господарства.

В Житомирській області постійно проводиться робота з організації радіологічного контролю сільськогосподарської та лісової продукції. Спеціалістами Житомирського обласного центру радіологічного контролю протягом 2012 року було відібрано і проаналізовано 20802 проби, з яких 806 проб (3,9%) в 100 населених пунктів мали перевищення допустимих рівнів забруднення ^{137}Cs , в тому числі: молоко – 3,4%, м'ясо – 1,8%. З 1560 проб молока 155 (9,9%) мали перевищення ДР-2006 [3], максимальне значення становило 725 Бк/кг у с. Рудня Повчанська Лугинського району; з 759 проб м'яса 46 (6,1%) перевищували допустимий рівень, найбільша питома активність зареєстрована в с. Колесники Овруцького району. Загальна кількість проб лісової продукції (гриби, ягоди) становила 797, з яких 543 (68,1%) перевищували ДР-2006 за ^{137}Cs , найбільше значення питомої активності склало 76225 Бк/кг у смт Народичі. З 22 проб лікарської сировини 14 (63,6%) не придатні до споживання та реалізації за питомою активністю за ^{137}Cs , найбільший рівень забруднення сягнув 6100 Бк/кг у с. Возничі Овруцького району. За 2013 рік кількість відібраних і проаналізованих проб становила 19877 штук, в тому числі молока 4765, з яких не відповідали вимогам ДР-2006 за ^{137}Cs 147 (3,1%); м'яса – 2410 і 29 (1,2%), грибів і ягід 2077 і 495 (28,3%) відповідно. Максимальні значення питомої активності за ^{137}Cs становили у молоці 434 Бк/л (с. Зарічка Лугинського району), м'ясі 15600 Бк/кг (с. Виступовичі Овруцького району), грибів і ягід 42625 Бк/кг (сmt Народичі). Всього перевищення допустимих рівнів відмічено в 671 пробі (3,4%) у 71 населеному пункті, 3,1% таких проб становило молоко та 1,2% м'ясо.

З метою зменшення дозового радіаційного навантаження на організм радіоекологами Житомирського обласного центру радіологічного контролю проведено 5020 (2012 рік) та 5113 (2013 рік) консультацій населенню з питань вирощування та споживання екологічно чистої продукції харчування та опубліковано 20 статей з окресленого кола питань.

Висновки. Результати радіоекологічного контролю сільськогосподарської та лісової продукції на території Житомирської області свідчать про незначне перевищення допустимих рівнів (3,9% та 3,4% від загальної кількості проб відповідно у 2012 і 2013 році), найбільше радіоактивно забрудненими є гриби і лісові ягоди.

Література

1. Радіологічний стан територій, віднесений до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів) / За ред. В. І. Холоші. – Київ: МНС України, 2008. – 49 с.
2. Радіологічне обстеження земель зони безумовного (обов'язкового) та гарантованого добровільного відселення Житомирської області. – К.: МАП України, 2007. – 136 с.
3. Державні гігієнічні нормативи «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді». Наказ МОЗ України №256 від 03.05.2006 р.

УДК 631.95:628.516:615.849

ФОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД РОЗВИТКУ РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ

О.І. Дутов, доктор сільськогосподарських наук,

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління

Систематизуючи динаміку радіаційної ситуації і спрямованість протирадіаційних заходів після ядерних аварій і катастроф, умовно виділяють ранню проміжну і пізню фази їх розвитку, які в свою чергу також мають окремі періоди [1, 2, 3]. Найтривалішою фазою, яка може дорівнювати десяткам і навіть сотням років, якщо в складі аварійної суміші присутні такі «довгоживучі» радіонукліди як стронцій - 90, цезій - 137, плутоній 239 і інші є пізня фаза. Початковим шляхом надходження радіонуклідів в трофічні ланцюжки міграції тут є кореневе їхнє надходження до рослин з забрудненого ґрунту. [4, 5].

За період після аварії на Чорнобильській АЕС спостерігається покращення радіаційної ситуації, зниження доз опромінення населення. Відбувається це, в першу чергу, за рахунок процесів напіврозпаду радіонуклідів, фіксації ^{137}Cs глинистими мінералами ґрунтово-вбирного комплексу, а

відтак і зменшення інтенсивності його міграції трофічними ланцюгами [6, 7, 8]. Разом з тим, сьогодні в зоні радіоактивного забруднення залишаються 2293 населених пунктів. Близько у 15 з них радіологічна ситуація є особливо критичною. За даними дозиметричної паспортизації, результатами радіологічного контролю [9, 10] в цих населених пунктах і сьогодні виявляють непоодинокі випадки, коли питома активність ^{137}Cs в сільськогосподарській продукції, насамперед тій, що виробляють в особистих підсобних і фермерських господарствах населення, перевищує не лише чинні гігієнічні нормативи, але і тимчасові, що були встановлені відразу після Чорнобильської катастрофи, а доза опромінення населення тут наближається до 5 мЗв. Тому зниження рівнів опромінення населення та реабілітація територій, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи шляхом забезпечення радіаційного захисту населення і довкілля, розвитку продуктивних сил забруднених регіонів, відновлення виробничої та соціальної інфраструктури на цих територіях залишається вкрай важливим, актуальним завданням і належить до основних стратегічних засад державної екологічної політики України на період до 2020 року [11, 12].

Сільськогосподарські аспекти формування доз опромінення населення у віддалений період розвитку радіаційної ситуації проводили у 5 найбільш забруднених областях України: (Волинська, Житомирська, Рівненська, Київська і Чернігівська). Для оцінки накопичення радіонуклідів у врожаї за різної щільності забруднення ґрунту використовували коефіцієнт переходу (КП) радіоактивного цезію із ґрунту в рослини – вміст радіонукліду в рослині за щільності забруднення ґрунту, що дорівнює одиниці (Бк/кг повітряно-сухої маси рослин) / (кБк/м² ґрунту).

За узагальненими даними, наведеними на рисунку 1 видно, що у найкритичніших в радіаційному відношенні населених пунктах доза опромінення населення продовжує формуватися за рахунок внутрішнього надходження ^{137}Cs до організму з продуктами харчування, зокрема з сільськогосподарською продукцією.

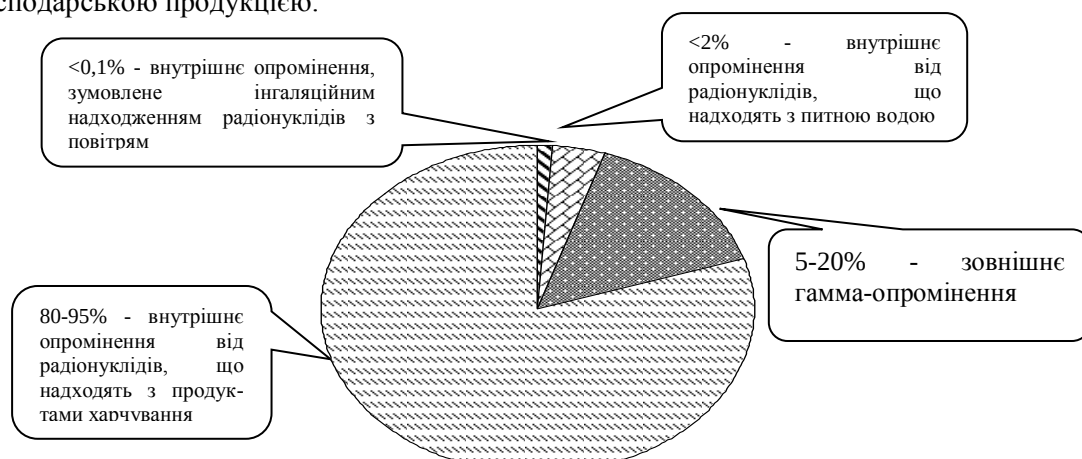


Рис. 1. Структура формування дози опромінення населення у північно-західних районах Полісся, забрудненого внаслідок Чорнобильської катастрофи.

Її внесок в структуру загальної дози опромінення населення сягає 80-95%. Внесок зовнішнього гама-опромінення коливається в межах 5-20%. Більш високим цей чинник був на ранніх етапах розвитку радіаційної ситуації. Але з часом значно зменшується, що зумовлено як фізичним розпадом короткоживучих радіонуклідів, так і обробіткою ґрунту, який має передбачати захоронення верхнього найзабрудненішого його шару. Тому цей захід є обов'язковим при поліпшенні луків і пасовищ для великої рогатої худоби особистих підсобних господарств населення, має бути проведений при поверненні у сільськогосподарське виробництво території зони відчуження та зони обов'язкового безумовного відселення.

Внутрішнє опромінення від радіонуклідів, що надходять з питною водою є відносно невисоким (до 2%) і представляє небезпеку у період паводків при горизонтальній міграції радіоактивного цезію з поверхневими водами. Вклад внутрішнього опромінення, зумовлений інгаляційним надходженням радіонуклідів з повітрям є незначним і не перевищує 1 %.

Враховуючи те, що зовнішнє опромінення у віддалений період після Чорнобильської катастрофи стабілізувалося, пріоритетним напрямком у мінімізації індивідуальної дози опромінення населення має бути комплекс заходів, спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів до організму людини з сільськогосподарськими продуктами харчування місцевого виробництва.

Отже, виробництво гарантовано радіаційно безпечної сільськогосподарської продукції на харчові потреби є основним підґрунтям і умовою комплексної реабілітації і відродження території,

забрудненій внаслідок Чорнобильської катастрофи. Саме для досягнення цього завдання розробляється і реалізується комплекс відповідних ґрунтово-агрохімічних, організаційно-господарських та інших заходів. Так за даними, наведеними в табл. 1 видно, що за умови впровадження протирадіаційних заходів можна виробляти гарантовано радіаційно безпечну сільськогосподарську продукцію навіть на територіях з високою щільністю радіоактивного забруднення.

Таблиця 1. Радіологічна ефективність заходів, спрямованих на зниження надходження радіонуклідів в сільськогосподарську продукцію

КОНТРЗАХІД	Зниження вмісту ^{137}Cs , рази	
	Мінеральні ґрунти	Органогенні ґрунти
Вапнування 4-6 т/га	1.5-3.0	1.5-2.0
НРК *. оптимальне співвідношення	1.5-2.0	1.5-3.0
Гній 20 т/га	1.5-3.0	-
Вапнування + НРК	1.8-2.7	2.5-4.0
НРК + Гній	1.5-3.0	-
Вапнування + Гній + НРК	2.5-4.0	
Сапропель	2 - 4	
Цеоліти	1.5-2.5	
Корінне поліпшення: на перелогах наступні роки	3-9	4-16
	1.8-2.5	2-3
Поверхнєве поліпшення: на перелогах наступні роки	2-3	2-14
	1.5-1.8	1.5-2.5

Також слід зауважити, що ефективність заходів ґрунтово-агрохімічного спрямування була більш високою саме на критичних в радіаційному відношенні дерново-підзолистих і органогенних ґрунтах Полісся в порівнянні з чорноземами Лісостепу. Так, в умовах дерново-підзолистих ґрунтів за одностороннього внесення азоту (N_{120}) вміст радіонукліда підвищувався у всіх без винятку культур. За застосування фосфорних туків (120 кг/га д.р.) в бульбах картоплі, зерні вівса і люпину спостерігали тенденцію до зменшення вмісту радіонукліда (до 17%).

У разі внесення калійних добрив як окремо, так і у поєднанні із фосфорними (K_{120} і $P_{120}K_{120}$) спостерігали значне (до 3 разів) зменшення накопичення ^{137}Cs в урожаї. Застосування азотних і калійних добрив ($N_{120}K_{120}$), а також повного мінерального удобрення в бульбах картоплі, зерні гороху і люпину також спостерігали зменшення вмісту ^{137}Cs майже у 1,5 рази. Поряд з тим, у разі застосування вказаних добрив під овес, вміст радіонукліда в зерні культури збільшувався на 15 і 19%, під пшеницю озиму - на 42 і 58% відповідно.

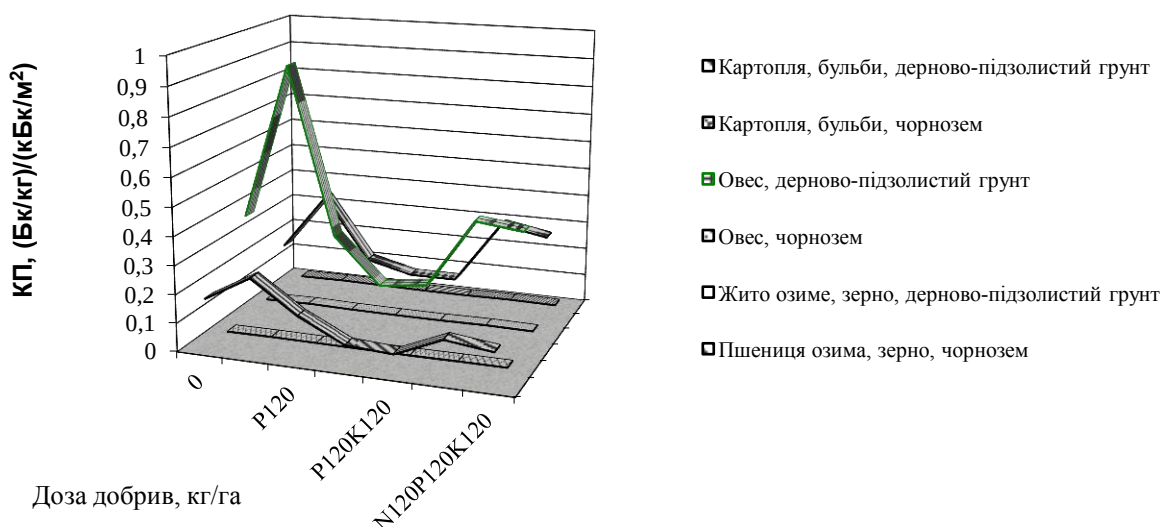
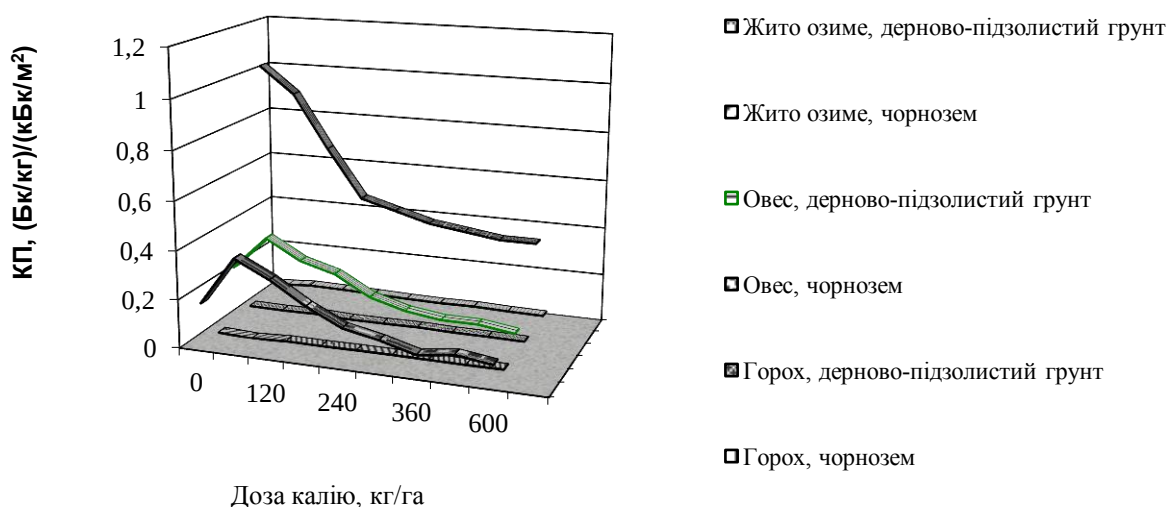


Рис. 2 Вплив мінеральних добрив на інтенсивність накопичення ^{137}Cs в урожаї сільськогосподарських культур на дерново-підзолистому ґрунті і чорноземі

Інший вплив різних видів мінеральних добрив на накопичення ^{137}Cs в урожаї сільськогосподарських культур спостерігався в умовах чорноземів Лісостепу. Помітне збільшення вмісту радіонукліда в цих умовах визначено лише в зерні пшениці озимої за однобічного внесення аміачної селітри в дозі 120 кг/га д.р. Однобічне внесення суперфосфату (P_{120}), як і застосування повного мінерального добрива ($\text{N}_{120}\text{P}_{120}\text{K}_{120}$), істотного впливу на накопичення ^{137}Cs у сільськогосподарських культурах не зумовлювало. Проте однобічне внесення калійної солі (K_{120}), як і її застосування разом з суперфосфатом ($\text{P}_{120}\text{K}_{120}$) також зумовило тенденцію до зменшення параметрів накопичення радіонукліда в урожаї сільськогосподарських культур.

З огляду на викладене можна стверджувати, що параметри накопичення ^{137}Cs в урожаї сільськогосподарських культур залежали переважно від застосування азотних і калійних добрив.

За результатами досліджень, наведених на рисунку 3 видно, що накопичення ^{137}Cs як на дерново-підзолистих ґрунтах, так і на чорноземах залежали від дози калію, але диференціювалися залежно від біологічних особливостей сільськогосподарських культур.



Калійні добрива під горох застосовували на фоні $\text{N}_{30}\text{P}_{120}$, під озимі зернові культури і овес $\text{N}_{120}\text{P}_{120}$.

Рис. 3 Вплив доз калійних добрив на інтенсивність накопичення ^{137}Cs в урожаї сільськогосподарських культур на дерново-підзолистому ґрунті та чорноземі

Мінімальний рівень накопичення ^{137}Cs відмічено в озимих зернових культурах, максимальний – у зерні гороху. Збільшення дози калійних добрив помітно впливало на зниження вмісту ^{137}Cs в урожаї всіх без винятку культур. Разом з тим на чорноземах Лісостепу коефіцієнти переходу ^{137}Cs в урожай були набагато меншими.

На чорноземі набагато меншою була і радіологічна ефективність калійного добрива. Якщо на дерново-підзолистому ґрунті, вміст ^{137}Cs в урожаї зерна за внесення максимальної дози калію (K_{600}) зменшився у порівнянні з контролем майже в 2,5–3 рази, то на чорноземі, відповідно, в 1,2–1,6 рази, відповідно.

Одним з найактуальніших агротехнічних заходів, спрямованих на зменшення опромінення населення є удосконалення сівозмін шляхом підбору і насичення культурами (а в межах культури – сортами), які відрізняються потенційно невисокою здатністю накопичувати радіонукліди. Крім того, цей агротехнічний контрзахід є найдоступнішим у період вкрай недостатнього фінансування впровадження протирадіаційних заходів з боку держави, що зумовлено економічною кризою.

Результати досліджень з вивчення радіаційно-екологічних аспектів підбору польових сільськогосподарських культур для сівозмін території, забрудненій внаслідок Чорнобильської катастрофи, представлені на рисунку 2.

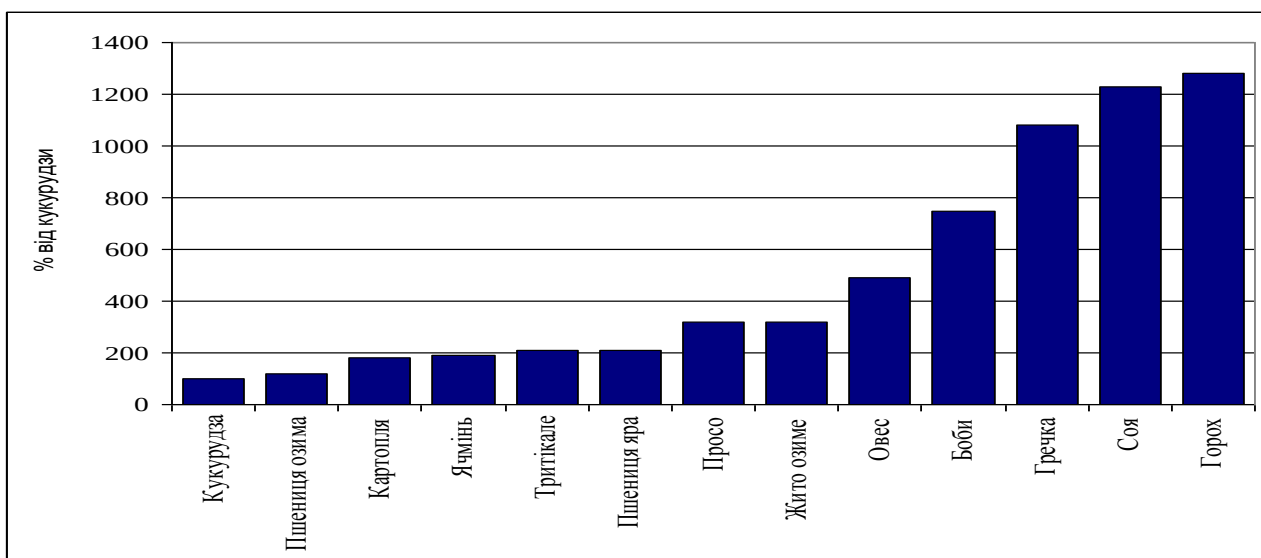


Рис. 1. Відносне накопичення ^{137}Cs польовими культурами, % від кукурудзи

Наведені дані показують, що за потенційною здатністю до накопичення ^{137}Cs в товарній частині рослин польові сільськогосподарські культури можна розділити на три умовні групи. Найменшим накопиченням ^{137}Cs відрізнялися зернові злакові культури. Мінімальним вміст радіонукліду в межах цієї групи спостерігається в зерні кукурудзи: коефіцієнт переходу радіонукліду тут становив $0,07 \text{ (Бк/кг)/(кБк/м}^2\text{)}$. Накопичення радіоактивного цезію в зерні озимої пшениці є на 56% більше. Перехід радіонукліду в зерно жита в 3,5 рази вищий, ніж в кукурудзі. Але його максимальний вміст в межах цієї групи культур є характерним для зерна вівса. Вміст ^{137}Cs в його зерні був в 5 разів вищий, ніж в зерні кукурудзи.

До групи культур з потенційно невисокою здатністю до накопичення ^{137}Cs відноситься і картопля. Коефіцієнт переходу радіонукліду в її бульби займає проміжне положення між пшеницею озимою і ячменем, але є на 71% вищим, ніж зерно кукурудзи.

Більш високим потенційним накопиченням радіонукліду відрізнялася група круп'яних культур. Якщо накопичення радіоактивного цезію в просі спостерігається на рівні озимого жита, то в зерні гречці – в 3 рази вищим. Але максимальне накопичення радіоактивного цезію є характерним для групи зернових бобових культур. При цьому вміст радіонукліду в зерні бобів в межах цієї групи є мінімальним, в зерні гороху – максимальним.

Водночас з насиченням сівозмін сільськогосподарськими культурами, які відрізняються потенційно невисокою здатністю до накопичення ^{137}Cs , слід звертати увагу на інтенсивність потоків радіонуклідів з сільськогосподарською продукцією. Саме цей показник визначає колективну дозу опромінення населення, а відтак і вірогідність виникнення стохастичних ефектів опромінення у населення (рис. 3).

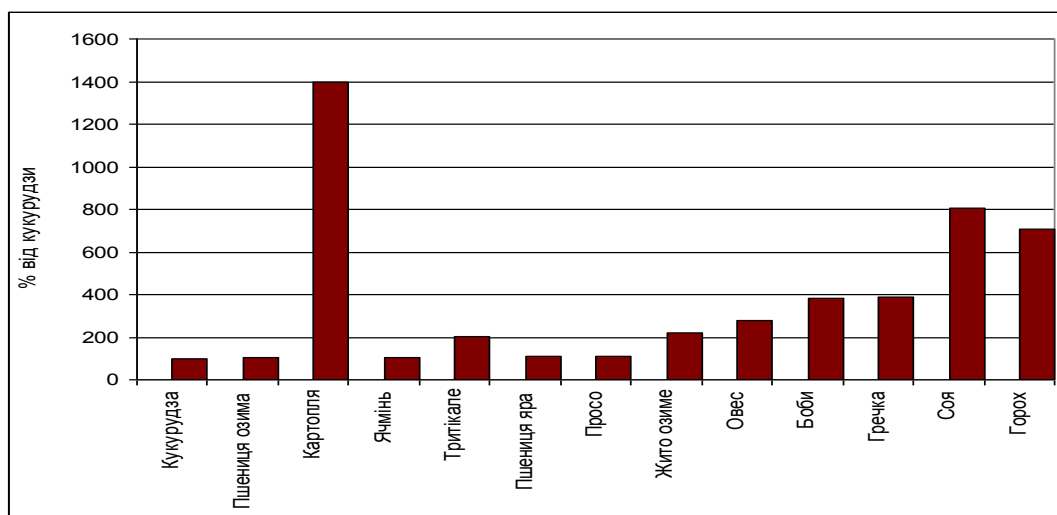


Рис. 2. Потіки ^{137}Cs з врожаєм польових сільськогосподарських культур, % від кукурудзи

Слід зауважити, що потенційна здатність сільськогосподарських культур до накопичення ^{137}Cs , і інтенсивність потоків радіонукліду з урожаєм не завжди позитивно корелюють між собою. Так за наведеними даними видно, що в групі польових сільськогосподарських культур мінімальний потік радіоцезію з врожаєм товарної продукції формують кукурудза, просо, пшениця озима і ячмінь. Дещо більшим цей показник є характерним для пшениці ярої, тритикале і жита озимого. Але максимальним потік ^{137}Cs властивий для картоплі, де він більше ніж у 10 разів був вищим, ніж у кукурудзу, просо, пшеницю озиму і ячмінь.

Зазначена закономірність пояснюється тим, що за відносно невисокої потенційної здатності до накопичення ^{137}Cs (на рівні зернових злакових культур) урожай бульб картоплі є набагато більшим.

Підсумовуючи викладене слід зауважити, що у віддалений період розвитку радіологічної ситуації після аварії на ЧАЕС основна доза опромінення населення (до 95%) продовжує формуватися за рахунок вживання сільськогосподарської продукції, що виробляється на радіоактивно забрудненій території.

Природні реабілітаційні процеси з плином часу після аварії на ЧАЕС значно уповільнилися. Покращення радіоекологічної ситуації, зменшення доз опромінення населення сьогодні і у віддаленій перспективі можливо лише за умови вжиття належних протирадіаційних заходів серед яких особливу актуальність набуває підбір і введення в сівозміни сільськогосподарських культур, які відрізняються не лише потенційно невисокою здатністю до акумуляції радіонуклідів, але і мінімальним потоком радіонуклідів з урожаєм сільськогосподарських культур.

Бібліографія

1. Норми радіаційної безпеки України; Державні гігієнічні нормативи. - Київ: Відділ поліграфії Українського центру Держсанепіднагляду МОЗ України, 2000. – 121 с.
2. . Публикация 103 Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ./ Под общей ред. М.Ф.Киселева, и Н.К.Шандалы, М.: Изд. ООО ПКФ «Алана, 2009. –312 с .
3. . Міжнародні основні норми безпеки (GSR, part 3 (Interim). Радіаційний захист і безпека джерел опромінювання: Міжнародні основні норми безпеки. Загальні вимоги безпеки. – Відень, МАГАТЕ, 2011. –311 с.
4. . Сельскохозяйственная радиэкология / под ред. Р. М. Алексахина, Н. А. Корнеева. – М. : Экология, 1991. – 400 с.
5. . Пристер Б. С. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б. С. Пристер, Н. А. Лощилов, О. Ф. Немец, В. А. Поярков. – К.: Урожай, 1991. – 472 с.
6. Fesenko S. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident/ S. Fesenko, R. Aleksakhin, M. Balonov// Science of total environment.- 2007, V.383 (1).- P. 1-24.
7. Національна доповідь України «25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього».- Київ: КІМ, 2011.- 395 с.
8. . IAEA International Atomic Energy Agency. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group “Environment” (EGE). – Vienna: IAEA, 2006. – 166 p.
9. Ліхтарев І.А. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Дані за 2011 р. / І.А. Ліхтарев, Л.М. Ковган, В.В. Василенко [і др.].- Збірка 14, 2012.- Київ.: МНС, 2012. – 63 с.
10. . Дутов О.І. Радіаційно-екологічні аспекти виробництва сільськогосподарської сировини в регіонах, забруднених внаслідок чорнобильської катастрофи/О.І. Дутов Х.П. Замула// Агроекологічний журнал, 2012.- С. 35-41.
11. . Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року». Київ, 21 грудня 2010 року N 2818-VI.
12. . Розпорядження Кабінету Міністрів України від 25 травня 2011 р. N 577-р Київ «Про затвердження Національного плану дій з охорони навколишнього природного середовища на 2011-2015 роки».

INFLUENCE OF ACCIDENT ON CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT ON CONTAMINATION OF THE FUNGI WITH RADIONUCLIDES

Natalie Zarubina

Institute for Nuclear Research of NAS of Ukraine. Kiev. Ukraine

Introduction

The majority of palisade fungi which have big fruit body are classified as higher fungi (macromycetes). Species which were investigated in this research belong to the following ecological groups: saprotrophes, xylophages, symbiotrophes. *Lycoperdon perlatum* Pers. belongs to saprotrophes; *Fistulina hepatica* Schaeff.: Fr., *Armillariella mellea* (Vahl: Fr.) P. Karst.) are xylophages.

Such well-known and widely spread species as: *Boletus edulis* Bull., *Russula xerampelina* var. *erythropus* Pelt., *Lactarius turpis* (Weinm.) Fr., *Lactarius deliciosus* (L.: Fr.) Fr., *Xerocomus badius* (Fr.) Kuhn. ex Gilb., *Suillus luteus* (L.: Fr.) S.F.Gray are obligate symbiotrophes. *Paxillus involutus* (Batsch: Fr.) Fr. is a facultative representative of symbiotrophes that can become a litter's saprotrophes depending on certain factors during its growth. [1].

For fungi, the predominant way of obtaining radioactive nuclides is absorption with roots from the ground level where the major part of mycelium is situated. Coefficients of correlation between the specific activity of ^{137}Cs in fungal fruit bodies and in the soil level where mycelium of a species is localised, are described with such values: for *S. luteus* - +0.95, for *B. edulis* - + 0.93 [2]. Most of the fungi - symbiotrophes have their mycelium localised in the sub-surface layer of soil, 0-5 cm (practically in the ground litter): *S. luteus*, *X. badius*, *Xerocomus chrysenteron* (Bull.: St-Am.) Quel and others.; mycelium of *B. edulis* and *Sarcodon imbricatus* (Fr.) Karst. have the main part of mycelium at the depth of 5 cm [3, 4]. According to literature sources [5] and to our research data [6], the specific activity of ^{137}Cs in mycelium and if fruit bodies is practically equal.

Our researches was carried out on the territory of the 30-km exclusion zone of Chernobyl NPP and Kiev oblast outside the 30-km zone, in edatopes A1 (dry pine forest) and A2 (fresh pine forest). The names of test ranges that are mentioned in the paper correspond to the names of the nearest settlements.

Main results

After the Chernobyl NPP accident, almost all radionuclides detectable by gamma-spectroscopy have been observed in fungi. Samples of *B. edulis* collected in June 1986 at the "Tolokun" testing range (Kyiv oblast, 60km to the south-west of the NPP) were found to contain 39 ± 17 Bq ^{137}Cs , 115 ± 45 Bq ^{131}I and 229 ± 37 Bq of $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$ per kilogram of fresh weight. In subsequent months, radioactive iodine, barium and lanthanum were not detected any more due to the short half-lives of these isotopes.

Fruit bodies of fungi collected in July 1986 at the same testing range contained ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{95}Nb , ^{95}Zr , ^{137}Cs and ^{134}Cs . Table 1 presents the specific activity of radionuclides in fungi in July-September 1986.

Table 1. The content of accidental radionuclides in fruit bodies of fungi (1986, testing area "Tolokyn", (Bq/kg fresh weight).

Month	Species	^{137}Cs	^{134}Cs	^{106}Ru	^{103}Ru	^{95}Zr	^{95}Nb	^{141}Ce	^{144}Ce
July	<i>B. edulis</i>	50 ± 10	45 ± 10	-	45 ± 15	35 ± 15	40 ± 15	-	10 ± 5
	<i>R. xerampelina</i>	210 ± 35	95 ± 10	100 ± 10	-	120 ± 20	190 ± 20	85 ± 10	-
August	<i>B. edulis</i>	115 ± 15	45 ± 10	35 ± 10	-	15 ± 10	25 ± 10	-	-
	<i>S. luteus</i>	770 ± 85	370 ± 45	290 ± 45	180 ± 35	-	565 ± 80	-	-
September	<i>B. edulis</i>	430 ± 40	185 ± 30	-	-	-	-	-	55 ± 20
	<i>S. luteus</i>	805 ± 70	340 ± 40	-	135 ± 20	75 ± 10	470 ± 55	330 ± 30	110 ± 15

- Specific activity of radionuclides were below background contamination

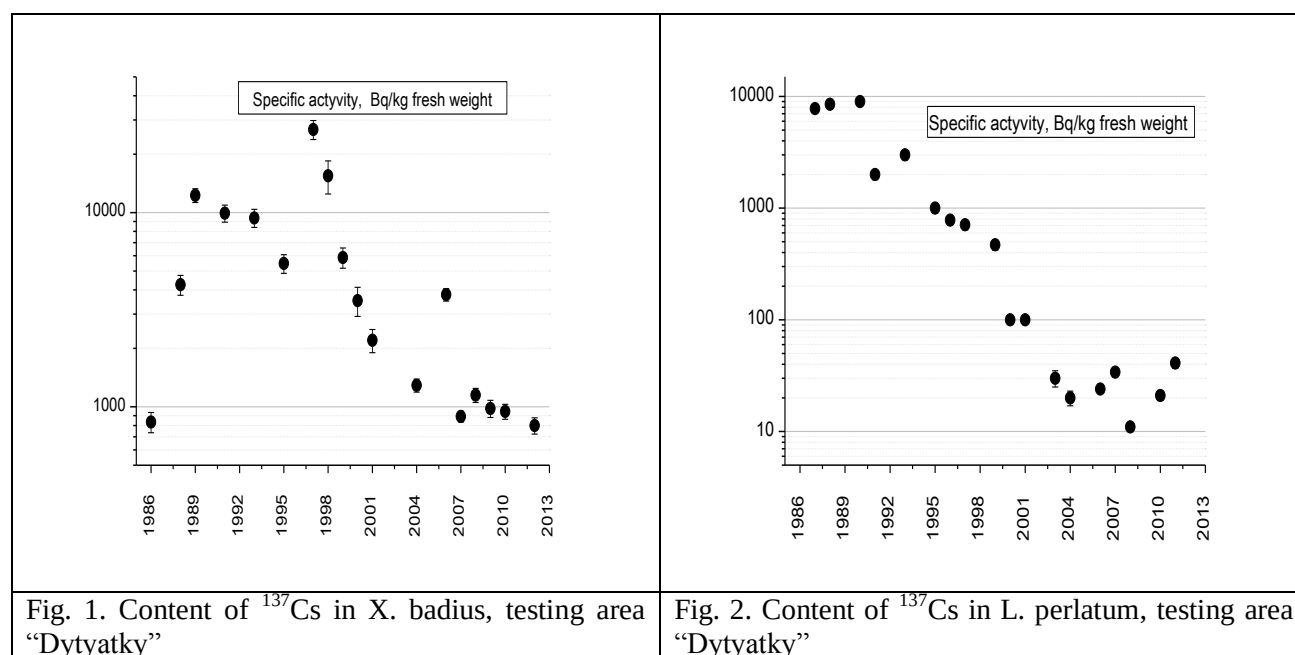
In September 1986, isotopes of Cesium — ^{137}Cs and ^{134}Cs — begin to make a significant (up to 30%) contribution to the total activity of accident-related radionuclides in fungi. In 1987 and 1988 the contribution of relatively short-lived ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{95}Nb , ^{95}Zr to the total radioactivity in fungi greatly declined, on average to 10%. From 1989 to 2000 almost 100% of radioactivity in fruit bodies of fungi has been due to ^{137}Cs and ^{134}Cs and from 2001 to the present (2012) no isotopes except ^{137}Cs were of any importance. For the duration of the study (1986-2012) specific activity of ^{90}Sr in higher fungi has been up to 3 orders of magnitude smaller than that of ^{137}Cs .

Soil contamination by ^{137}Cs is one of the principal abiotic influences on the accumulation of this radionuclide by fungi. Specific activities of ^{137}Cs in fruit bodies of fungi vary from several hundred to several million Bq per kilogram of fresh weight (according to [7], specific activity of ^{137}Cs in dry fruit bodies is 10 times higher than in fresh ones). Due to the spotted pattern of radioactive contamination, specific activity of ^{137}Cs can be higher in fruit bodies of fungi collected outside exclusion zone than in those collected within it (Table 2).

Table 2. Specific activity of ^{137}Cs in fruit bodies of *X. badius*, collected at various testing ranges between 15 and 25 October 2008, Bq/kg fresh weight

Testing area	Specific activity
«Yanov»	975000 ± 50000
«Leliv»	27000 ± 1500
«Paryshev»	5000 ± 400
«Sukholuchie»	4000 ± 300
«Dytyatky»	1100 ± 100
«Zagaltsi»	900 ± 60
«Rzhyschiv»	600 ± 60
«Staiky»	500 ± 50
«Lebedivka»	300 ± 20
«Chernigov»	200 ± 20

In contrast to other members of forest ecosystems, accumulation of ^{137}Cs by macromycetes proceeded in two stages. The first stage began in 1986; its duration varied for fungi in different ecological groups. This stage was characterized by year-on-year increase in specific activity of ^{137}Cs in fungi. In the second stage, specific activity of this radionuclide in fruit bodies of fungi has been declining (Fig. 1, 2).

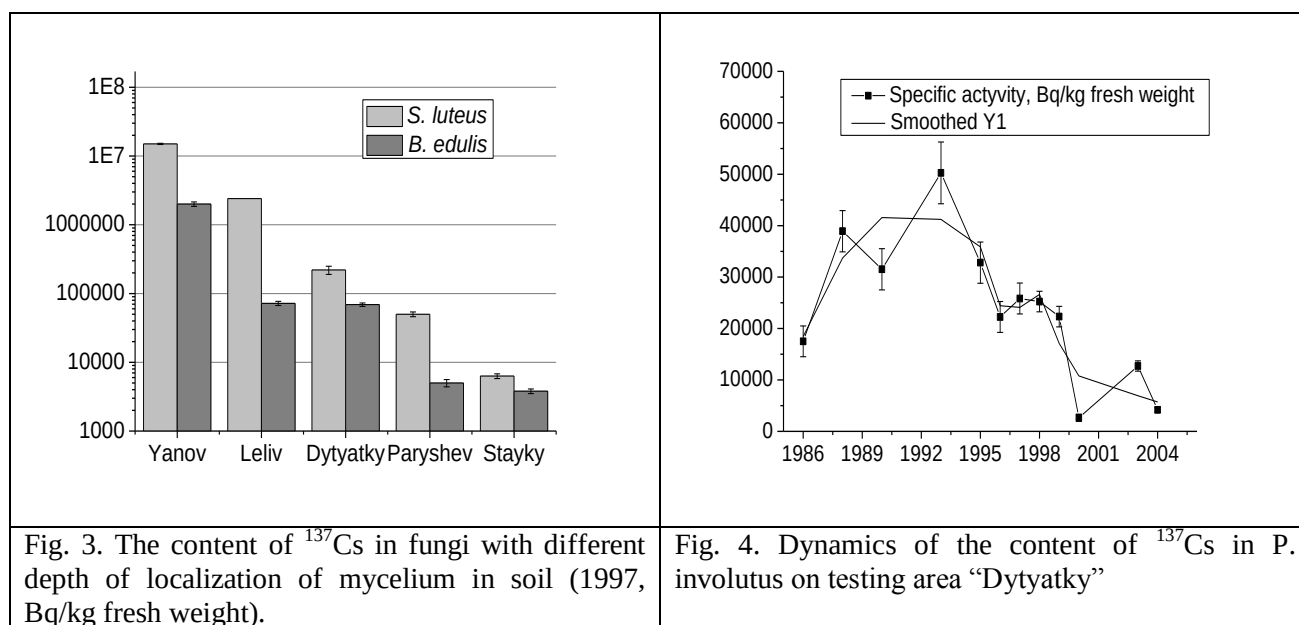


Because of this difference in dynamics, several years post-accident, saprotrophes and xylophages (*Lycoperdon* spp., *Macrolepiota* spp., *Agaricus* spp., *A. Melea*, *F. hepatica* etc.) have been accumulating much smaller quantities of ^{137}Cs than symbiotrophes fungi (*B. edulis*, *X. badius*, *Suillus* spp., *Russula* spp., *Tricholoma* spp., *Lactarius* spp. etc.) (cf. Figs. 1 and 2).

Symbiotricity may be the reason for the elevated specific activity of ^{137}Cs in symbiotrophes fungi compared to saprotrophes and xylophages species. Transpiration and root pressure of mycotrophic plants probably cause much greater quantities of water with dissolved microelements to be pumped into symbiotrophes' mycelium. As part of the fungal organism's functioning, significant quantities of ^{137}Cs , a water-soluble element, can be taken up into symbiotrophes' mycelium with water and accumulate in the organism. That is, the quantity of ^{137}Cs taken up by symbiotrophes can be much greater than in saprotrophes and xylophages.

Specific activity of ^{137}Cs in fruit bodies of fungi belonging to one ecological group - symbiotrophes - vary significantly (10 times and more) for fungi collected at the same test range. Main factor which leads to these variations is the depth localization of the main part of mycelium of each species in soil. Among fungi – symbiotrophes, *B. edulis*, accumulates the lowest amount of this radionuclide. Characteristic feature of this species is deep (over 5 cm) localization of mycelium in the soil (Fig.3).

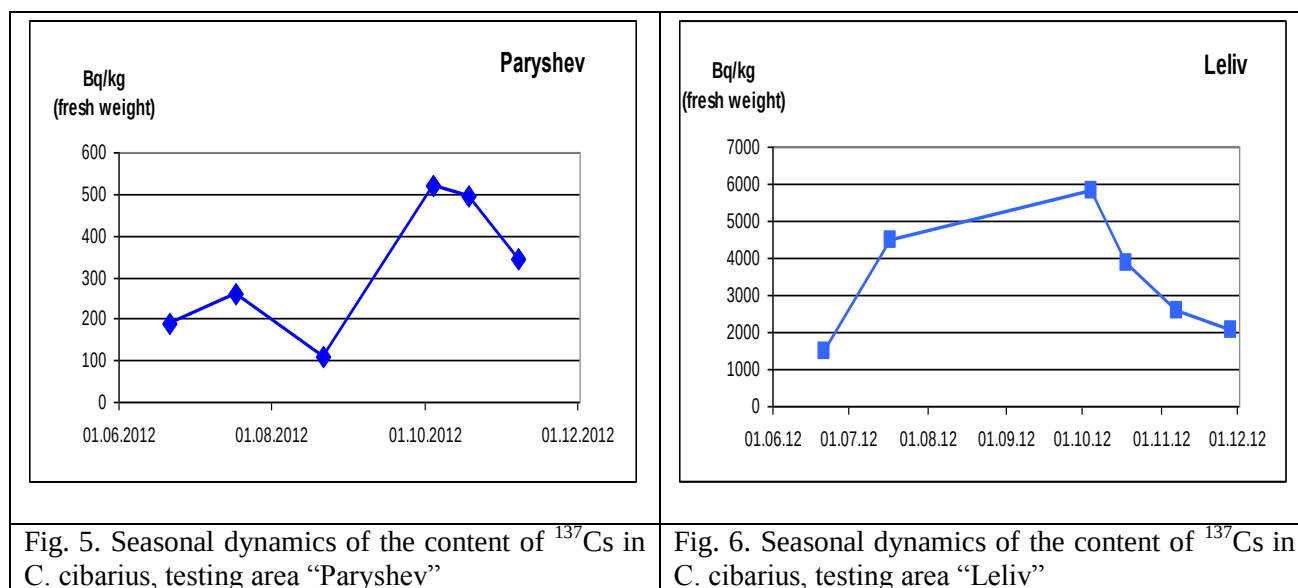
Dynamics of accumulation of ^{137}Cs by facultative representatives of ecological group of symbiotrophes also has its peculiarities. Of those species of symbiotrophes which were included into this research, *P. involutus* belongs to facultative symbiotrophes. This species was characterized by the highest levels of ^{137}Cs during first 10-15 years after the accident. As with other species of fungi, accumulation of ^{137}Cs by *P. involutus* has two specific stages (Fig.4). At the second stage, the levels of specific activity of this radionuclide in *P. involutus* decreased faster than in obligate symbiotrophes. Due to this, in the last years on the majority of test ranges specific activity of ^{137}Cs in this species is lower than in obligate symbiotrophes.



Investigations held it the period between 2006 and 2012 showed that the content of ^{137}Cs in fruit bodies of fungi is not a constant value but that it is variable during the vegetation period. Seasonal dynamic of ^{137}Cs in fungi was studied for those species whose fruiting periods have a maximal length (from May till November – December). Depending on the month when fruit bodies appear, in fungi of the same species on the same test area figures can vary fivefold, or show even a greater dispersion (Fig. 5, 6).

We must say that no gradual growth of the ^{137}Cs specific activity levels in fruit bodies has been observed within the period since the beginning of the vegetation till November. On the contrary, seasonal dynamic of the ^{137}Cs specific activity in mushrooms is complex and jump-like.

Abundant rainfalls precede the growing of fruit bodies of fungi. In most cases, selecting sample fruit bodies for investigation, it is possible to select fruit bodies of other species simultaneously. But decrease and increase in ^{137}Cs specific activity levels do not coincide for different species of fungi throughout the vegetation season.



Research of impact of weather conditions (precipitation amount, air temperature) on ¹³⁷Cs content's magnitude in fruit bodies of fungi is conducted. Correlation factors, determination factors between specific activity ¹³⁷Cs in fungi and quantity of deposits (mm) and the maximum temperature of air (°C) are calculated. At calculations the decrease of the content of ¹³⁷Cs in fungi at the expense of disintegration of this isotope has been considered. Authentic dependence of specific activity ¹³⁷Cs in fruit bodies of the studied species of fungi from quantity of deposits and air temperature has not been established.

Summary

Until the present moment (2013) fruit bodies of higher fungi exceed all species of the forest ecosystems in their tendency to accumulate such biologically significant and long-lived isotope as ¹³⁷Cs.

Ever since 1989 till now ¹³⁷Cs has contributed most significantly to the specific activity of higher fungi (⁹⁰Sr is accumulated in much smaller quantities). A large number of biotic and non-biotic factors impact its level in fungi: level of ¹³⁷Cs contamination of soil, ecological group of the fungi, depth of mycelium etc. Results of research held in 2006 – 2013 show that there is one more factor that defines levels of ¹³⁷Cs specific activity. These are processes in a fungal body during the vegetation season. As a result of their impact, during the vegetation period fivefold and even greater disperse of ¹³⁷Cs specific activity is observed.

References

- [1] Dydka I.A., Vasser S.P. Mushrooms. A directory of mycologist and the mushroom picker . - K.: Naukova dumka, 1987. – 536 c.
- [2] Zarubina N.E. The forecast of behaviour of ¹³⁷Cs in chain "soil- mushrooms" // Collected science papers of Institute for Nuclear Research. K., 2003. №. 3 (11). – P. 114 – 120.
- [3] Guillitte O., Giovani C., Klemm E. An overview of the role of fungi in the radiocaesium pathway within forests and from forest to man // International Conf. "Ten years after Chernobyl catastrophe". - Minsk (Belarus). - 1996. - P. 66 - 72.
- [4] Ruhm W., Kammerer L., Hiersche L., Wirth E. The Cs-137/Cs-134 Ratio in Fungi as an Indicator of the Major Mycelium Location in Forest Soil // J. Envir. Radioact. - 1997. - Vol. 35, № 2. - P. 129 – 148.
- [5] Nicolova I., Johanson K.J., Dahlberg A. Radiocaesium in Fruitbodies and Mycorrhizae in Ectomycorrhizal Fungi // J. Environ. Radioactivity. – 1997. - Vol. 37, No. 1. – P. 115 – 125.
- [6] Tscvetnova O.B., Shatrova N.E., Shcheglov A.I. Accumulation of radionuclides and hard metals by fungi' complex of forest ecosystems // Collected science papers of Institute for Nuclear Research. K, 2001. №. 3 (5). – P. 171 – 176.
- [7] Gillett A.G., Crout N.M.J. A review of ¹³⁷Cs transfer to fungi and consequences for modelling environmental transfer // J. of Envir. Radioact. – 2000. - № 48. – P. 95 – 121.

¹³⁷Cs в биоте водоема-охладителя ЧАЭС на этапе его трансформации

Зарубин О.Л., Зарубина Н.Е., Костюк В.А., Малюк И.А.

Институт ядерных исследований НАН Украины, Киев, Украина

После прекращения работы ЧАЭС в 2000 г. отпала необходимость поддержания стабильных эксплуатационных характеристик ее водоема-охладителя (ВО). Со второй половины 2012 г. на акватории ВО начались инженерные работы по отсечению ближней к ЧАЭС части водоема. Оставшуюся часть ВО площадью около 20 км² планируется сократить в течение 2 – 4 лет в 5 – 6 раз. Оголится значительная часть высокоактивных донных отложений, изменится гидрологический режим. При этом, несомненно, будут меняться экологические и радиационные характеристики экосистемы ВО. В этой связи представляется очевидной необходимость получения информации о сегодняшнем радиоэкологическом состоянии биоты ВО для начала радиоэкологического мониторинга, сопровождающего планируемую трансформацию данного водоема.

В результате аварии на ЧАЭС ВО оказался одним из самых радиационно-загрязненных водоемов. По разным оценкам в апреле – мае 1986 г. суммарная активность радионуклидов в биоте, особенно в водной растительности, могла достигать десятков и сотен миллионов Бк/кг.

К 2012 г. удельная активность всех компонентов экосистемы ВО значительно снизилась. По естественным причинам не регистрируются короткоживущие радионуклиды. Удельная активность ¹³⁷Cs в биоте снизилась примерно в 100 раз. Зарегистрированные пределы удельной активности ¹³⁷Cs в основных компонентах ВО в 2012 г. – октябре 2013 г. представлены в таблицах 1 – 3.

Таблица 1. Удельная активность в различных компонентах водоема-охладителя ЧАЭС (2012 г. – октябрь 2013 г., Бк/л, Бк/кг).

Компонент	Мин	Макс
Вода	0,26	2,9
Донные отложения	1104	5748
Водная растительность	103	94000
Моллюски	130	919
Рыбы	772	5748

Таблица 2. Удельная активность в водной растительности водоема-охладителя ЧАЭС (2012 г. – май 2013 г., Бк/кг сухой массы).

Вид	Мин	Макс
Тростник	168	3940
Уруть колосистая	6798	10111
Рогоз	895*	
Обрастания	1864	25000

Таблица 3. Удельная активность в рыбах водоема-охладителя ЧАЭС (2012 г. – октябрь 2013 г., Бк/кг сырой массы).

Вид	Мин	Макс
Голавль	1131	2431
Густера	795	1720
Карась серебряный	2266*	
Краснопёрка	1216	1409
Лещ	1276*	
Окунь	1739	9295
Плотва	772	1342
Сазан (каarp)	2371*	
Сом	5748*	
Судак	3220	6475
Уклея (верховодка)	915*	

Примечание: * – один образец.

Отбор и измерения проб проводились по стандартным методикам. Удельная активность воды представлена по данным «Экоцентра» (г. Чернобыль).

Следует отметить, что ретроспективный анализ ранее полученных данных предполагает более высокие уровни активности ¹³⁷Cs в донных отложениях некоторых глубоководных участков ВО.

Среди водной растительности наибольшая удельная активность ¹³⁷Cs характерна для обрастаний и урути колосистой.

Распределение ¹³⁷Cs по различным видам рыб ВО практически не меняется уже более 20-ти лет; его можно считать классическим, характерным для крупных пресноводных водоемов Украины. Наименьшая удельная активность ¹³⁷Cs регистрируется у рыб низких трофических уровней – бентофагов (лещ, плотва, густера, золотой и серебряный караси и др.), планктофагов (белый и пестрый толстолобы) и фитофагов (краснопёрка). Наибольшая – у ихтиофагов (судак, жерех, щука) и полифагов (сом, окунь).

С мая 2013 г. наблюдается повышение удельной активности ¹³⁷Cs у гидробионтов ВО, наиболее заметное у водной растительности.

ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАЛЕЖНОГО РІВНЯ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ НАСЕЛЕННЯ НА ПОСТРАЖДАЛИХ ВНАСЛІДОК ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ ТЕРИТОРІЯХ

Калиненко Л.В.¹, Перепелятнікова Л.В.¹, Сова С.І.²

¹ *Український науково-дослідний інститут цивільного захисту*

² *Державне агентство України з управління зоною відчуження*

Постановка задачі. Україна після Чорнобильської катастрофи стала державою, в якій офіційно було визнано непридатною і небезпечною для проживання територію площею більше тисячі квадратних кілометрів, що рівняється площі невеликої європейської держави.

Двадцять сім років подолання наслідків аварії на Чорнобильській атомній електростанції - період надзвичайно напруженої і плідної спільної роботи багатьох національних і міжнародних колективів вчених і фахівців. Незважаючи на недоліки і помилки, комплекс контрзаходів, реалізованих в Україні, був у цілому адекватним обставинам, які склалися в різні постчорнобильські періоди, і дозволив істотно зменшити вплив негативних чинників аварії та її негативні наслідки для життя і здоров'я людей.

За роки, що пройшли після аварії на Чорнобильській АЕС, природні процеси, а також контрзаходи, спрямовані на зменшення радіаційного забруднення довкілля, привели до істотного поліпшення радіологічної ситуації. В результаті - значні території, які сьогодні де-юре відносяться до радіоактивно забруднених, можуть використовуватися без обмежень або захисних заходів.

Забезпечення належного рівня радіаційної безпеки населення на території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, визначено Законами України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» та «Про статус та соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи».

Комплекс заходів, спрямованих на зменшення негативного впливу радіоактивного забруднення довкілля на здоров'я населення, розподілено за напрямками: система радіаційного контролю; ведення агропромислового виробництва; ведення лісового господарства; екологічне оздоровлення середовища; підготовка кадрів; система радіаційного контролю.

До ключових завдань, вирішення яких забезпечує належну реалізацію положень чинного законодавства, пов'язаного із Чорнобильською катастрофою, у тому числі здійснення соціального захисту населення, яке постраждало внаслідок Чорнобильської катастрофи, відносяться:

- створення інформаційно-аналітичної системи для комплексного аналізу радіоекологічної ситуації для розробки та обґрунтування планів здійснення заходів, спрямованих на підтримку належних рівнів радіаційної безпеки населення, яке проживає на території зон радіоактивного забруднення, а також для оптимального ефективного використання коштів, які спрямовуються на здійснення контрзаходів;

- інформаційне забезпечення Концепції захисту населення України у зв'язку із Чорнобильською катастрофою;

- обґрунтування перегляду меж зон радіоактивного забруднення;

- запобігання виробництва і споживання місцевих продуктів харчування з високими рівнями вмісту радіонуклідів та забезпечення населення інформацією про рівні радіоактивного забруднення довкілля;

- забезпечення пунктів мережі радіаційного контролю місцевих продуктів харчування та людини необхідною апаратурою з урахуванням вимог чинних нормативних документів з радіологічного захисту населення.

Елементи новизни. У роботі наведена оцінка радіаційної ситуації на постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС територіях за останніми даними загально дозиметричної паспортизації та матеріалів, що надходять до Державного агентства України з управління зоною відчуження від обласних державних адміністрацій постраждалих областей.

Методологія досліджень. Бібліометричний та семантичний методи аналізу наукової та інших видів інформації, методи системного підходу, структурно-логічний та соціологічний.

Основний матеріал. До радіоактивно забруднених територій ввійшли 12 областей, 74 адміністративних райони, 8 міст обласного підпорядкування та 2293 населених пунктів, в яких проживають понад 1,45 млн. людей, з них майже 408 тисяч дітей [1].

Враховуючи те, що з часом, внаслідок природних процесів розпаду радіонуклідів, щільність радіонуклідного забруднення територій суттєво зменшилась, простежується розбіжність між чисельністю населених пунктів, що були віднесені до зон згідно постанови Кабінету Міністрів України від 23.07.91 р №106 [2] і чисельністю населених пунктів, яка склалася за даними останньої дозиметричної паспортизації (табл. 1).

Таблиця 1 - Кількість населених пунктів, які за критеріями розмежування зон, згідно з чинним законодавством, можуть бути віднесені до зон радіоактивного забруднення [3]

№ з/п	Область	За дозиметричною паспортизацією						За щільністю забруднення радіонуклідами						Віднесено до зон
		I	II	III	IV	V	Разом	I	II	III	IV	V	Разом	
1	Вінницька					89	89				31	58	89	89
2	Волинська			76	90		166				9	157	166	166
3	Житомирська			80	126	490	696		11	45	371	307	734	734
4	Ів.-Франківська					5	5				4	1	5	5
5	Київська			4	20	446	470	20	11	54	189	286	560	560
6	Рівненська		1	75	167	96	339				133	206	339	339
7	Сумська			1	1	9	11				6	5	11	11
8	Тернопільська					10	10				5	5	10	10
9	Хмельницька					9	9				6	3	9	9
10	Черкаська				1	102	103				57	46	103	103
11	Чернівецька					14	14				10	4	14	14
12	Чернігівська			1	42	210	253			1	80	172	253	253
	Разом		1	237	447	1480	2165	20	22	96	901	1250	2293	2293

Як видно з таблиці 1, за дозовим показником до зон радіоактивного забруднення II – IV станом на кінець 2010 року могли бути віднесені 685 населених пунктів, а за щільністю забруднення – 1039 населених пунктів. Решта (графі V) – це населені пункти, які не відповідають встановленим критеріям, тому до зон радіоактивного забруднення відноситися не повинні.

За час, що минув після аварії на ЧАЕС, радіаційна ситуація в Україні помітно поліпшилася. Це сталося внаслідок наступних заходів:

- проведення постійного ретельного радіаційного моніторингу сільськогосподарського виробництва продукції, її контролю і бракування;
- здійснення комплексу контрзаходів в галузі сільськогосподарського виробництва, спрямованого на зниження забруднення продуктів харчування населення;
- існування природних реабілітаційних процесів (фізичний розпад радіонуклідів, їх фіксація і перерозподіл в об'єктах навколишнього середовища).

Це підтверджується результатами загальнодозиметричної паспортизації – табл. 2.

Таблиця 2 – Розподіл населених пунктів забруднених областей України за величиною паспортної дози (за даними дозиметричної паспортизації 2001-2004, 2006, 2011 років) [4-8]

Рік паспортизації	Паспортна доза, мЗв/рік					
	≤0,5	0,5-1	1-2	2-3	3-5	>5
2001	1455	314	389	17	12	5
2002	1471	317	351	7	14	3
2003	1538	338	268	8	9	2
2004	1551	410	187	3	12	0
2006	1613	285	55	6	6	1
2011	1851	101	21	3	1	0

Як видно з таблиці 2, станом на 2011 рік у 1851 населеному пункті паспортна доза опромінення становила менше 0,5 мЗв/рік. Проте ще й досі існують населені пункти, де молоко забруднене ¹³⁷Cs понад норматив (100 Бк/л), а доза опромінення перевищує законодавчо встановлений ліміт дози - 1 мЗв.

Дані дозиметричної паспортизації 2000-2008 і 2011 років та експертні висновки, розроблені Експертною групою НКРЗ України, до складу якої входили провідні науковці, спеціалісти

центральної влади, свідчать про те, що 1790 населених пунктів взагалі не відповідають встановленим критеріям зонування, визначеним ст. 2 Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [1], та могли б бути виведені за межі зон радіоактивного забруднення. У 433 населених пунктах змінилася сумарна паспортна доза опромінення населення. На сьогодні це населені пункти, де періодично відмічаються перевищення чинних рівнів забруднення сільгосппродукції радіонуклідами, та які потребують продовження застосування контрзаходів.

У 2013 році дозиметрична паспортизація проводилася в 361, із зазначених 433 населених пунктів Волинської, Житомирської, Київської, Рівненської, Сумської, Чернігівської областей, які відповідно до Закону України [1] та експертних висновків Експертної групи НКРЗУ відповідають критеріям, за якими територія відноситься до зон гарантованого добровільного відселення та посиленого радіологічного контролю.

Забезпечення контролю за рівнями радіоактивного забруднення продуктів харчування, сільськогосподарської та лісової продукції в найбільш забруднених районах залишалося пріоритетним напрямком роботи у 2013 році. Реалізують цей напрямок радіологічні служби (70 спеціалістів), що утримуються за рахунок видатків бюджетної програми «Радіологічний захист населення та екологічне оздоровлення території, що зазнала радіоактивного забруднення» і забезпечують контроль вмісту радіонуклідів у сільгосппродукції на всіх етапах її виробництва у 483 населених пунктах зони гарантованого добровільного відселення Волинської, Житомирської, Київської, Рівненської, Черкаської та Чернігівської областей.

Спеціалістами радіологами у 2013 році відібрано і перевірено 157094 проб сільськогосподарської продукції, продуктів лісу, продуктів харчування, з них 1,0 % (1572 проб лісових грибів та ягід, молока та м'яса) мали перевищення допустимих рівнів забруднення ¹³⁷Cs.

Для кваліфікованого виконання завдань з протирадіаційного захисту населення, яке постраждало внаслідок Чорнобильської катастрофи, діє система підготовки, перепідготовки та підвищення кваліфікації радіоекологів та інших фахівців, які працюють у сфері радіаційної безпеки. Навчання та атестація проводиться Українським радіологічним учбовим центром (далі УРУЦ). За 2013 рік в УРУЦ підвищили кваліфікацію 92 фахівця та пройшли атестацію 118 фахівців.

Відповідно до чинного законодавства, пов'язаного із Чорнобильською катастрофою, та рекомендацій по веденню сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених територіях п'яти найбільш постраждалих областей (Волинська, Житомирська, Київська, Рівненська і Чернігівська) проводяться контрзаходи щодо мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи у сільському господарстві.

Сьогодні основне завдання полягає в зменшенні додаткового опромінення, яке отримує населення на забруднених територіях за рахунок поживання забруднених продуктів харчування.

Внутрішнє опромінення на території Українського Полісся складає від 75 до 98 % загальної дози. Воно формується в основному за рахунок споживання тваринницької продукції, отриманої переважно у приватному секторі господарювання.

Методологічні підходи до розрахунків обсягів впровадження контрзаходів базуються на основі науково обґрунтованих оцінок пооб'єктних робіт, пов'язаних з радіологічною реабілітацією забруднених територій. В основу оцінок закладено результати аналізу таких показників: величин дозових навантажень на населення; критичність земель (яка враховує загальну площу забруднених угідь, площу луків і пасовищ, кислотність ґрунтів, забезпеченість їх обмінними формами калію, коефіцієнти переходу радіонуклідів із ґрунту в рослинність, об'єми застосування контрзаходів у попередній період - протягом 3-5 років, цільове використання продукції. При проведенні розрахунків враховували:

- рівні родючості ґрунтів на радіоактивно забруднених територіях;
- щільність забруднення радіонуклідами ґрунтів сільськогосподарських угідь;
- рівні радіоактивного забруднення продукції, яка виробляється в сільськогосподарському секторі;
- наявність поголів'я великої рогатої худоби;
- технології вирощування основних сільськогосподарських культур на радіоактивно забруднених територіях.

До основних, пріоритетних спеціальних, агроеліоративних та агрохімічних заходів, що необхідно проводити на радіоактивно забруднених територіях, включено:

1. Залуження і перезалуження луків і пасовищ в зоні гарантованого добровільного відселення. Загальна площа проведення цих робіт складає 295,0 тис. га, з них з рівнем забруднення ¹³⁷Cs 5-

15 Кі/км² близько 45,0 тис. га. Цей контрзахід проводиться 1 раз на 3-7 років. Щорічно ці роботи необхідно проводити на площі 10-60 тис. га.

2. Вапнування кислих ґрунтів (5-6 тонн на 1 га) проводиться один раз на 5 років. Площа сільгоспугідь з кислими ґрунтами складає близько 90 тис.га. Щорічно необхідно провапнувати 18-20 тис.га ріллі.

3. Внесення підвищених норм мінеральних добрив має прямий вплив на зниження рівнів забруднення ¹³⁷Cs картоплі, злаків і овочевої продукції. Ефективність дії зниження 1,5 – 3 рази. У Поліській зоні знаходиться близько 215 тис. га ріллі з високим коефіцієнтом переходу радіонуклідів, куди потрібно щорічно вносити міңдобрива у співвідношенні N:P:R як 1:1.5:2. В 2012 році на забезпечення забруднених регіонів міңдобривом виділено 469,0 тис. гривень.

5. Виробництво та впровадження комбікормів з радіопротекторними властивостями і преміксами забезпечує зниження надходження ¹³⁷Cs в продукти харчування в 1,5-3 рази. Тому для забезпечення дітей «чистим» молоком у дошкільних та шкільних закладах, в лікарнях і в домашніх умовах у населених пунктах зон безумовного (обов'язкового) і гарантованого добровільного відселення для годівлі корів в раціон необхідно включити комбікорми з радіопротекторними властивостями, мінерально-сольові брикети.

6. Проведення комплексу контрзаходів щодо утримання територій зони безумовного (обов'язкового) відселення, її реабілітації та повернення народному господарству у Житомирській та Київській областях.

7. Здійснення програми перепрофілювання господарств на м'ясне скотарство, репродуктивне свинарство, конярство дозволить використовувати найбільш забруднені радіонуклідами території для вирощування м'ясної худоби, розвитку масового конярства, репродуктивного свинарства.

8. Створення потужностей для переробки сільськогосподарської сировини та виробництва чистих продуктів харчування. Передбачається закупівля й установка виробничих ліній (крупорушка, пекарня тощо) з метою переробки місцевої сировини та отримання чистих продуктів харчування.

9. Інформаційне забезпечення населення щодо радіаційного стану та здійснення радіологічної пропаганди.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи ліси України зазнали значного радіоактивного забруднення, особливо у північній частині України. Це у першу чергу Житомирська, Київська, Рівненська, Чернігівська та Волинська області. Окремі радіоактивно забруднені лісові масиви знаходяться у Вінницькій, Черкаській, Сумській, Тернопільській, Хмельницькій, Івано-Франківській та Чернівецькій областях. Загальна площа лісового фонду України, що зазнав радіоактивного забруднення, складає більше 40 тис. км² або 40% від всієї площі лісів, у т.ч. зі щільністю забруднення ¹³⁷Cs понад 1 Кі/км² -15 тис. км². На зазначеній території продовжують виробничу діяльність 55 державних лісгосподарських підприємств із загальною чисельністю працюючих понад 36 тис. чоловік.

Небезпечним фактором, який призводить до локального радіоактивного забруднення території та атмосфери є лісові пожежі. Всі ліси з радіоактивним забрудненням ¹³⁷Cs від 1,0 до 15 Кі/км² за класом пожежної безпеки класифікуються на один ступінь вище, ніж прийнято за встановленою шкалою, а при щільності понад 15 Кі/км² відносяться до першого класу пожежної безпеки.

Проводиться оновлення протипожежних розривів, створення мінералізованих смуг навколо соснових молодняків та у насадженнях з підвищеною пожежною небезпекою з 4-х разовим підновленням протягом пожеже-небезпечного періоду.

Заліснення земель з високими рівнями радіоактивного забруднення є одним із найефективніших методів захисту навколишнього середовища від поширення радіонуклідів та радіоекологічної реабілітації територій. Раціональні технологічні процеси заліснення (реабілітації) виведених земель визначені «Правилами відновлення лісів і лісорозведення», затвердженими Постановою Кабінету Міністрів України від 16 січня 1996 р. № 97.

Для недопущення повторного локального радіоактивного забруднення території зони безумовного (обов'язкового) відселення у Житомирській області внаслідок лісових пожеж, Народицькою районною спеціалізованою станцією по догляду за землями зони безумовного (обов'язкового) відселення проводяться заходи щодо оновлення мінералізованих смуг навколо покинутих населених пунктів, підкошування трав та забезпечення належного санітарно-екологічного стану 22,0 тисяч гектарів за радіаційно небезпечних земель. Роботи в першу чергу виконувались на територіях прилеглих до лісів, вздовж магістральних доріг та окремих відселених сіл, в яких і на сьогодні проживають його колишні мешканці похилого віку та само-поселенці, де високорослий

травостій та необережне поводження з вогнем можуть призвести та пожеж з великими негативними наслідками.

У 2013 році працівниками станції шляхом прямого дискування важкими боронами було створено 199,2 км нових та поновлено раніше створені мінералізовані смуги. На гасінні пожеж, що виникали на вилучених із сільськогосподарського використання територіях через необережне поводження з вогнем, навіть незважаючи на вологе літо, створено 0,8 км протипожежних локалізаційних смуг. На найбільш пожежо-небезпечних ділянках проведено протипожежне підкошування високорослої рослинності загальною площею 49,6 га.

Висновки

За час, що минув після аварії на ЧАЕС, радіаційна ситуація в Україні помітно поліпшилася. Із 2293 населених пунктів, що були віднесені до зон радіоактивного забруднення у 1991 році, на сьогоднішній день 1790 населений пункт може бути виведений за межі зон радіоактивного забруднення та після відновлення їх інфраструктури повернений до нормального життя без будь яких обмежень за радіаційним фактором впливу.

У 433 населених пунктах змінилася сумарна паспортна доза опромінення населення. На сьогодні це населені пункти, де відмічаються перевищення чинних рівнів забруднення сільгосппродукції радіонуклідами, та які потребують продовження застосування контрзаходів. Проте залишилося 25 населених пунктів, які потребують постійного проведення контрзаходів для безпечного проживання в них населення.

Реалізація програм реабілітації забруднених радіонуклідами територій направлена на вирішення наступних головних завдань:

- радіаційна реабілітація територій і проживаючого населення;
- покращення соціальної інфраструктури на територіях з підвищеними рівнями радіоактивного забруднення;
- зниження дозового навантаження на населення;
- необхідність оцінки вартості відвернутої дози;
- впровадження нових виробництв і технологій, які дозволять отримати продукцію в межах діючих нормативів та забезпечити населення робочими місцями.

Список використаної літератури

1. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи [Текст] – Закон України від 27.02.1991 № 791а-ХІІ, чинний, поточна редакція від 18.11.2012, підстава 5459-17: Режим доступу: - <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12>.
2. Про організацію виконання постанов Верховної Ради Української РСР про порядок введення в дію законів Української РСР "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи" та "Про статус та соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи" [Текст] – Постанова КМ України від 23 липня 1991 р. N 106. - Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/106%D0%B0-91-%D0%BF>.
3. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України. – К.: КІМ, 2011. - 355 с.
4. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2001-2004 рр. // Комплексна дозиметрична паспортизація (Збірка 10). – К., 2005.
5. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2005-2006 рр. (Збірка 11). – К., 2007.
6. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2007 р. (Збірка 12). – К., 2008.
7. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2008 р. (Збірка 13). – К., 2009.
8. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2011 р. (Збірка 14). – К., 2011.

ПОВЕДЕНИЕ ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ НА ТЕРРИТОРИИ ПОЛЕССКОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

Клементьева Е.А., Король Р.А., Никитин А.Н.

ГНУ «Институт радиобиологии НАН Беларуси», г. Гомель, Республика Беларусь

Важной проблемой биогеоценологии является изучение круговорота веществ и энергии в биосфере. В результате протекания комплекса геологических, геохимических, биогеохимических и других процессов радионуклиды мигрируют по компонентам экосистем. Большое количество химических веществ, попадающих в окружающую среду в результате деятельности человека, представляют потенциальную угрозу экосистемам, равно как и здоровью человека. Эти вещества в большинстве случаев являются не чистыми соединениями, а смесями, которые способны сильно изменять токсичность или избирательность действия первичного соединения. Продукты превращения могут оказаться также более стойкими, чем первоначальное вещество. При глобальном распространении опасного для здоровья людей или популяций животных химического вещества его воздействие на живые организмы и население будет носить также глобальный характер. После аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) сложилась уникальная ситуация, характеризующаяся не только огромными площадями загрязненных территорий, но и разным составом радионуклидов, выброшенных из реактора, а также широким диапазоном мощностей доз хронического облучения. Радиоэкологическая обстановка характеризуется сложностью и неоднородностью загрязнения территории α -, β - и γ -излучающими радионуклидами, присутствием радиоизотопов практически во всех компонентах экосистем и вовлечением их в геохимические и трофические циклы миграции. [1]. Испытания ядерного оружия и катастрофа на Чернобыльской АЭС привели к тому, что в среде обитания человека появились ранее отсутствующие трансурановые элементы (ТУЭ). Обладая большим периодом полураспада, они включаются в круговорот веществ, и в течение тысячелетий будут представлять радиологическую опасность. Для выбросов в результате аварии на ЧАЭС характерно более высокое относительное содержание изотопов плутония с атомной массой 238, 240 и 241. Высокое содержание ^{241}Pu приводит к возрастанию содержания ^{241}Am . Максимальная величина активности ^{241}Am будет достигнута в 2059 году и превысит в 2,5 раза уровень $^{239,240}\text{Pu}$ [2].

Основной целью проведенной работы явилось: оценка масштаба перехода трансурановых элементов по пищевым цепям и установка уровня экологической и хозяйственной значимости загрязнения трансурановыми элементами тканей крупных животных, чей ареал обитания находится на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ).

Отбор и анализ проб на содержание ТУЭ проводился по стандартным методикам, внесенным в Госреестр Республики Беларусь [3]. Сущность методики определения удельной активности ТУЭ в объектах окружающей среды заключается в переводе в раствор исследуемых радионуклидов после вскрытия озоленных проб кипячением со смесью концентрированных кислот ($\text{HF}+\text{HNO}_3$). Затем исследуемые радионуклиды выделяются в виде оксалатов кальция и стронция из вскрытых проб, оксалаты переводятся в окислы и происходит отделение плутония и америция соосаждением с гидроокисью железа. Далее осуществляется выделение и очистка плутония и америция ионообменным методом и количественное измерение их активности на полупроводниковом альфа-спектрометре Alpha Analyst (Canberra) путем определения интенсивности потока альфа-частиц с характерными для каждого радионуклида энергиями. В качестве трассера использовались ^{242}Pu и ^{252}Cf .

Атмосфера является основным источником, по которому происходит перенос радионуклидов. Радионуклиды, поступившие в атмосферу, образуют аэрозоли и под влиянием гравитационных сил, а также под воздействием ряда метеорологических факторов (дождей, тумана, снега) выпадают на поверхность земли. Выпавшие на поверхность почвы и растительности радиоактивные частицы могут вновь перейти в воздух в результате процесса вторичного ветрового подъема (ресуспензии).

Изучение радиоактивного загрязнения атмосферы ТУЭ в Республике Беларусь проводилось с 1980-го года по настоящее время. Перед Чернобыльской катастрофой (апрель 1986 г.) концентрации радионуклидов в приземном слое воздуха Республики Беларусь по экспериментальным данным составляли: $^{239,240}\text{Pu}$ - $3,2 \times 10^{-9}$ Бк/м³, ^{238}Pu - $0,10 \times 10^{-9}$ Бк/м³ [4].

В настоящее время радиоактивное загрязнение воздуха формируется под воздействием процессов ресуспензии и переноса радиоактивных частиц, которые зависят от различных факторов природного и антропогенного происхождения. Отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ за весь период наблюдений для всех регионов Беларуси соответствует чернобыльскому выбросу, и содержание изотопов плутония в воздухе превышает в несколько раз расчетные, которые соответствовали бы глобальным уровням.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивность приземного слоя атмосферы в апреле-мае 1986 года на всей территории Беларуси возросла в сотни тысяч раз. Во время Чернобыльской катастрофы произошел значительный выброс радиоактивных элементов в окружающую среду - порядка 230 миллионов Кюри (приблизительно $8,7 \times 10^{18}$ Бк). Конденсационные микронные и субмикронные аэрозоли были разнесены по всему Северному полушарию.

Полученные нами результаты показали, что с течением времени происходит снижение концентрации радионуклидов в приземном слое воздуха за счет их миграции по почвенному профилю, аккумуляции растениями, сорбции на поверхности почвенных частиц. Таким образом, происходит перераспределение радионуклидов в различных компонентах биосферы, приводящее к уменьшению их концентрации в воздухе. Исключения составляют те годы, в которые произошли многочисленные лесные пожары на исследуемых территориях (1992, 2002 гг.). Результаты измерений среднегодового содержания радионуклидов в воздухе показывают, что их концентрация в приземном слое воздуха снижается по мере удаления от ЧАЭС. Для «зоны отселения» характерна линейная зависимость между активностями радионуклидов в почве и воздухе. По мере удаления от ЧАЭС значительное загрязнение поверхностного слоя почвы (0-5 см) техногенными радионуклидами уменьшается. Это приводит к снижению концентрации радиоактивных веществ в воздухе. Средняя концентрация пыли в воздухе зоны отселения в связи с отсутствием антропогенного воздействия одинакова. В то же время она резко возрастает в зоне проживания, особенно в период сельскохозяйственной деятельности. Поэтому, несмотря на меньшую плотность загрязнения почвы трансурановыми радионуклидами, в районах с интенсивной сельскохозяйственной деятельностью, прилегающих к «зоне отселения», содержание радионуклидов в воздухе может достигать, а иногда и превышать данный показатель для «зоны отселения» в весенне-осенний период. Установлены особенности вторичного ветрового подъема и перераспределения трансурановых элементов в приземных слоях воздуха. Показано, что америций обладает более высокой мобильностью и более интенсивно транспортируется с приземными воздушными массами по сравнению с плутонием.

В результате выпадений при испытаниях ядерного оружия произошло загрязнение поверхностного слоя почвы Беларуси ТУЭ со средним уровнем загрязнения по $^{239,240}\text{Pu}$ 53 ± 17 Бк/м² [2]. Катастрофа на ЧАЭС привела к дополнительному загрязнению ТУЭ на территории Республики Беларусь. Загрязнение поверхностного слоя почвы, вызванное этим источником, достигает максимальной величины - $1,1 \times 10^5$ Бк/м² на юге, постепенно понижаясь до уровня глобальных выпадений на севере республики.

Результаты масс-спектрометрического анализа изотопного состава урана в поверхностном (0-5 см) слое почв Республики Беларусь показано, что во всех исследованных пунктах, находящихся в 30-километровой зоне ЧАЭС и прилегающих к ней районах, величина массового изотопного соотношения $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ превышает природное. Установлено, что для природного урана это соотношение составляет 0,00725 [5], для чернобыльского выброса - 0,0096 [6,7]. В чернобыльских выпадениях экспериментально установлено наличие 17 актинидов, в то время как в выпадениях от испытаний ядерного оружия - 8. Полученные данные о миграции ТУЭ по профилю дерново-подзолистой почвы показывают, что, несмотря на более чем 25-летний период с момента аварии, более 90 % ТУЭ находится в верхнем 5-сантиметровом слое почвы.

В результате аварии на ЧАЭС радиоактивному загрязнению подверглись почвы и природные воды на площадях 46450 км², главным образом в бассейнах рек Припять и Сож. Вода занимает большую часть земной поверхности, поэтому знание путей миграции радионуклидов и степени радиационной опасности в водных системах имеет важнейшее значение. Реки и озера являются не только транспортными артериями переноса радиоактивного загрязнения, но и мощными аккумуляторами радионуклидов в гидробионтах, макрофитах, которые в геологическом аспекте формируют локальные пятна неравномерного содержания долгоживущих радионуклидов. Долгоживущие радионуклиды, поступая в водоемы, распределяются по компонентам водных экосистем неравномерно. Динамика содержания ТУЭ в воде за исследуемый период указывает на то, что наибольшая удельная активность ТУЭ отмечается в воде оз. Персток. Наблюдается тенденция к

уменьшению содержания плутония и увеличению содержания америция во всех исследуемых водных объектах. Установлено, что радионуклиды в водных экосистемах предпочитают ассоциироваться с твердой фазой.

Почва является первым звеном трофических цепей. В настоящее время содержание ТУЭ в растениях снизилось более чем в 1000 раз по сравнению с 1987 годом, что обусловлено переходом от поверхностного (аэрального) загрязнения к корневому пути поступления ТУЭ в растения. Проведенные в условиях «зоны отселения» эксперименты с использованием методических разработок ИРБ НАН Беларуси показали, что в настоящее время вклад аэрального поступления ТУЭ не превышает 3 %. Аккумуляция радионуклидов растениями осуществляется преимущественно через поглощение их корнями.

Диапазон варьирования коэффициентов накопления Pu и Am дикорастущими видами растений на лесных и луговых фитоценозах составлял $3,0 \times 10^{-5}$ - $4,3 \times 10^{-4}$ для $^{239,240}\text{Pu}$ и $(1,2 - 1,8) \times 10^{-3}$ для ^{241}Am в лесном фитоценозе и $(1,9 - 6,7) \times 10^{-4}$ для $^{239,240}\text{Pu}$ и $4,6 \times 10^{-4}$ - $2,7 \times 10^{-3}$ для ^{241}Am у растений лугового.

Радиохимический анализ содержания ТУЭ в надземной фитомассе сеяных кормовых трав в полевом опыте в зоне отселения ЧАЭС показал, что биологическая подвижность ТУЭ в условиях окультуренной почвы возрастает по сравнению с ненарушенной почвой природных комплексов: значения коэффициентов накопления у культурных видов трав в 10-100 раз выше, чем у дикорастущих видов. Была выявлена зависимость уровня аккумуляции ТУЭ от видовой принадлежности как у дикорастущих, так и сельскохозяйственных растений. В лесных фитоценозах накопителями ТУЭ являются кустарничковые доминирующие растения - черника (*Vaccinium myrtillus*), ракитник русский (*Cytisus ruthenicus*), вейник наземный (*Calamagrostis epigeios*), а в луговых сообществах и агроценозах - осоки и бобовые виды. Для оценки влияния типа почв на уровень аккумуляции америция и плутония доминирующими растениями лесных и луговых фитоценозов были рассчитаны коэффициенты перехода: $7,0 \times 10^{-6}$ - $4,0 \times 10^{-3}$ м²/кг для $^{239,240}\text{Pu}$ и $1,2 \times 10^{-5}$ - $1,1 \times 10^{-2}$ м²/кг для ^{241}Am . Это указывает на более высокую биологическую подвижность ^{241}Am и подтверждается преобладающим (свыше 50 %) вкладом ^{241}Am в суммарное содержание ТУЭ в надземной фитомассе растений. Установлено, что на переход ТУЭ в системе почва-растение существенное влияние оказывает кислотность корнеобитаемого слоя почвы.

В связи с катастрофой на Чернобыльской АЭС в Полесье появился новый абиотический фактор среды – загрязнение природных комплексов радиоактивными веществами, который в определенной мере изменил условия существования и диких животных. Обитая на загрязненной территории, они накапливают в своих органах и тканях радионуклиды и служат одним из звеньев биологической цепи в круговороте радиоактивных веществ в биогеоценозе. Радионуклиды, поступившие во внешнюю среду, включаются в обмен веществ между компонентами внешней среды и организмом животных за счет поступления через кожу, органы дыхания и оральное заглатывание (с питьевой водой и пищей). Роль различных ТУЭ в формировании дозовых нагрузок на организм в различный временной период изменяется. Если в первые годы после аварии существенную роль играл ^{241}Pu , то уже через 50 лет его вклад в сумму эффективной дозы становится незначительным, но решающее значение приобретет ^{241}Am . Выяснение видовых различий имеет большое значение при изучении закономерностей накопления животными радиоактивных элементов. Эти различия могут быть связаны с физиологическими и морфологическими особенностями организмов, со спецификой питания, поведения, с особенностями распределения популяции в биогеоценозе и в итоге определяют дозы внутреннего облучения животных от инкорпорированных в их организме радионуклидов. Видовые отличия в концентрировании изотопов животными в природных условиях, в конечном счете, будут определять дозы внутреннего облучения от инкорпорированных в их организмах радиоактивных веществ. Вследствие этого у разных видов возможно неодинаковое проявление биологического действия ионизирующей радиации.

Дикие животные, обеспечивая биогенный круговорот веществ и выполняя существенную средообразующую роль, являются важнейшими компонентами природных и трансформированных экосистем. Вместе с тем многие виды служат объектами промысла. Животные являются поставщиками многих важных для человека веществ, особенно полноценной белковой пищи, вместе с которой могут поступать и радионуклиды, сырьем для производства промышленных товаров и лекарственных препаратов. Поэтому оценка накопления и характера миграции радионуклидов в трофических цепях различных групп животных имеет важное значение для разработки рекомендаций по снижению негативных эффектов радиоактивного загрязнения природных комплексов.

В исследовании предпринята попытка определить видовые различия в концентрировании радионуклидов животными, обитающими на радиоактивно-загрязненных территориях Полесского

государственного радиационно-экологического заповедника. Сравнивались дикий кабан, косуля, лось – животные с различной спецификой питания и различным строением пищеварительной системы.

Исследования показали, что максимальные уровни удельной активности трансурановых радионуклидов в органах и тканях различных животных обнаружены у диких кабанов, которые 2/3 всего корма добывают из почвы или лесной подстилки. Рытье – очень характерный для кабана способ добывания пищи. Наименьшие количества анализируемых радионуклидов обнаружены в органах и тканях лосей и косуль, основу кормов которых составляют побеги лиственных и хвойных пород, листья деревьев и кустарников, кора, а также травянистые растения и кустарнички.

Содержание ТУЭ в организмах животных показывает, что их пищевая доступность достаточно ограничена, что подтверждается низкими концентрациями этих элементов во внутренних органах и тканях животных. Распределение ТУЭ в организме зависит от физико-химических свойств соединений изотопа плутония. При поступлении растворенных соединений Pu преимущественно откладывается в скелете (меньше в печени и легких); нерастворимых соединений – в легких; различной степени растворимости – распределение имеет смешанный тип.

Легкие являются первым барьерным и критическим органом для актинидов. Ранее было установлено, что содержание америция-241 в подстилающей поверхности почвы и приземном воздухе в настоящее время в 2 раза превышает содержание изотопов плутония. Такое отношение не соблюдается в легких различных видов животных и наблюдается уменьшение относительного содержания америция-241, что говорит о том, что в процессе метаболизма происходит его растворение в легочной жидкости и более интенсивная миграция данного радионуклида в другие органы животного (печень, кость). Это связано с более высокой химической активностью америция, по сравнению с изотопами плутония, а также зависит от интенсивности метаболизма конкретного животного. Формирование дозовых нагрузок на организм животных от ^{137}Cs носит тотальный характер, поскольку он распределяется по всему организму, в то время как формирование дозовых нагрузок от ТУЭ ввиду их биохимических особенностей – локальный. Дозовые нагрузки при этом на отдельные органы и ткани (критические и барьерные) достигают высоких значений, в то время как общая дозовая нагрузка на организм в целом незначительна.

Таким образом, в ходе многолетних исследований нами был изучен изотопный состав и его изменения в чернобыльских выпадениях на территории Республики Беларусь. Определены уровни содержания трансурановых элементов в основных компонентах экосистем – воздух, почва, растения, животные. Установлены особенности поступления ТУЭ в живые организмы.

Литература

1. Гончарова Р.И., Рябоконт Н.И. // Радиационная биология. Радиоэкология, 1998. Т. 38. Вып. 5. С. 737-745.
2. Кудряшов В.П. Загрязнение территории Республики Беларусь трансурановыми элементами в результате глобальных выпадений и катастрофы на Чернобыльской АЭС, включение их в трофические цепи и формирование дозовых нагрузок: Дис. ... канд. биол. наук: 03.00.01, 03.00.16. Минск: ГНУ ИРБ НАН Б, 1998. – 180 с.
3. Перечень методик радиационного контроля, действующих на территории Республики Беларусь (по состоянию на 1 января 2008 года). – Мн.: БелГИМ, 2008. – 62 с.
4. Конопля Е.Ф., Кудряшов В.П., Миронов В.П. Радиация и Чернобыль: Трансурановые элементы на территории Беларуси. – Мн.: Беларуская навука, 2006. – 191 с.
5. Несмеянов А.Н. Радиохимия: Учебное пособие для вузов. - М.: Химия, 1978 - 560 с.
6. Hirose K., Takatani S., Aogama M. Deposition of ^{90}Sr and plutonium isotopes derived from Chernobyl accident in Japan // J. Radioanal. Nucl. Chem. Art. - 1994.- Vol.182, N 2.- P.349-358.
7. Lee M.H., Lee C.W., Hong K.H. et al. // J. Radioanal. Nucl. Chem. Art. 1996. Vol. 204. № 1. P. 135-144.

РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ ТА ПОШИРЕНІСТЬ РОЗСІЯНОГО СКЛЕРОЗУ СЕРЕД НАСЕЛЕННЯ УКРАЇНИ

Колосинська О.О.

Державна Установа «Національний Науковий Центр Радіаційної Медицини НАМН України»

Вступ. Розсіяний склероз (РС) – хронічне прогресуюче демієлінізуюче захворювання центральної нервової системи (ЦНС), що в більшості випадків має хвилеподібний перебіг із чергуванням загострень та ремісій на ранніх стадіях захворювання, рідше – неухильно прогресуючий перебіг. РС є найпоширенішим демієлінізуючим захворюванням, яке вражає осіб переважно молодого працездатного віку (16-45 років) і серед усіх неврологічних захворювань є основною причиною їх стійкої інвалідизації. Через 10 років від початку захворювання 30-37% хворих здатні пересуватися лише зі сторонньою допомогою, 50% мають труднощі у виконанні професійних обов'язків, понад 80% змушені змінити роботу, а через 15 років лише 50% хворих зберігають здатність працювати, обслуговувати себе і вільно пересуватися без сторонньої допомоги. Смертність від РС у середньому становить 2 випадки на 100 тис. населення на рік [1, 2, 3, 4].

Мета роботи: провести порівняльний аналіз поширеності РС в Україні і за кордоном, а також між регіонами України (південний, західний, північний, центральний, східний) для отримання аналітичної інформації щодо спрямування матеріальних, кадрових і технічних ресурсів для надання необхідної медичної допомоги цій важкій категорії хворих.

Матеріал та методи дослідження. Первинними інформаційними джерелами щодо поширеності РС в різних регіонах України стали матеріали люб'язно надані Державним закладом «Центр медичної статистики МОЗ України» (начальник – проф. М.В. Голубчиков) та інформаційні дані спеціальних медичних видань. Методи дослідження – статистичні та інформаційно-аналітичний.

Результати дослідження та їх обґрунтування. Згідно з даними Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) та Міжнародної федерації розсіяного склерозу, у 2008 році в світі нараховується щонайменше 2,5 млн. хворих на РС, а за даними А. Compston [5], - понад 3 млн. осіб. Захворюваність на РС в світі становить – 2,5 випадки на 100 000 населення (від 1,4 до 4 випадків) або просантимиле ($^0_{/00000}$), поширеність - в середньому, 30 випадків на 100 000 населення (від 5 до 80 $^0_{/00000}$ у різних географічних регіонах) [6].

Найвищий рівень поширеності спостерігається з країн з високими статками (89 $^0_{/00000}$), мінімальний – з низькими (0,5 $^0_{/00000}$). Серед країн-респондентів максимальні показники поширеності відмічені в Угорщині (179 $^0_{/00000}$), Словенії (150 $^0_{/00000}$), Германії (149 $^0_{/00000}$), США (135 $^0_{/00000}$), Канаді (132,5 $^0_{/00000}$), Чехії (130 $^0_{/00000}$), Норвегії (125 $^0_{/00000}$).

Тенденція до зростання поширеності РС у багатьох країнах світу зумовила необхідність вивчення особливостей його розповсюдження у різних регіонах України з урахуванням прийнятих у 1993 р. за рекомендаціями міжнародних експертів з РС [7] трьох зон ризику розвитку захворювання: високого – понад 50 $^0_{/00000}$, середнього – від 10 до 50 $^0_{/00000}$, низького – до 10 $^0_{/00000}$.

За даними Українського центру розсіяного склерозу, якщо на початок 1989 р. в Україні зареєстровано і взято на облік 9091 хворого з РС, то на 1 січня 2000 р. їх чисельність досягла 12398 випадків. При цьому середній показник поширеності РС (25,1 $^0_{/00000}$) значно перевищував показник поширеності 1985 року (16,3 $^0_{/00000}$) [8, 9].

Згідно з даними Державного закладу «Центр медичної статистики МОЗ України», у 2010 році в Україні серед дорослого населення зареєстровано 19438 хворих на РС, а поширеність становила 51,6 $^0_{/00000}$, тобто їх щорічний приріст досягав в середньому 1000 осіб. Захворюваність складала 3,0 $^0_{/00000}$ [10]. Слід зазначити, що зростання поширеності РС протягом останнього десятиліття обумовлене широким впровадженням в діагностичну неврологічну практику магнітно-резонансного дослідження головного мозку, що дозволяє виявляти та верифікувати захворювання на ранніх стадіях в умовах ще остаточно не визначеної клінічної симптоматики.

Встановлена істотна відмінність показника поширеності РС у різних кліматогеографічних регіонах України: найвищі їх показники зареєстровано у Західному регіоні (71,8 $^0_{/00000}$), Центральному та Північному регіонах (відповідно 59,0 та 55,0 $^0_{/00000}$), у Східному - 41,4 $^0_{/00000}$, найнижчий – у Південному регіоні 36,4 $^0_{/00000}$ (Рис. 1).

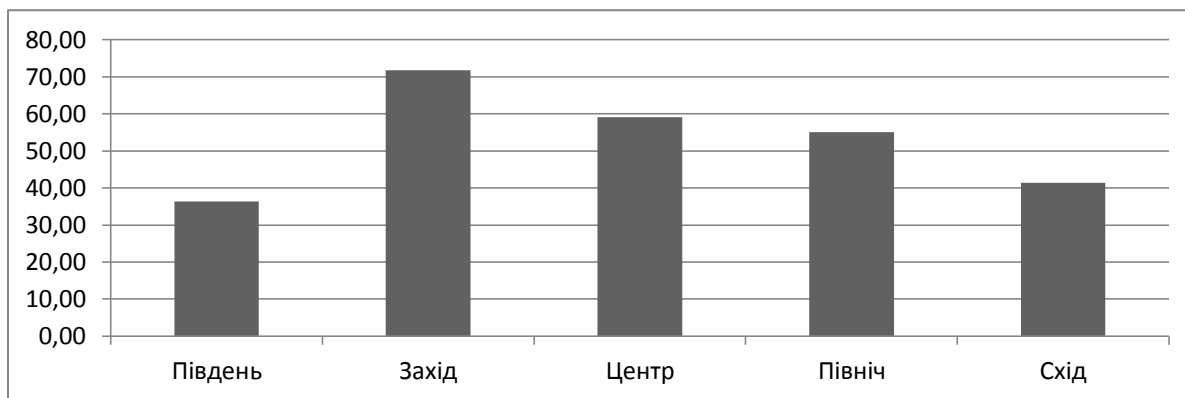


Рис. 1. Показники поширеності РС у регіонах України у 2010 р.

Показано, що за останні 10 років поширеність РС зросла не тільки в місцях традиційно високої захворюваності на РС у Північних та Західних областях, але й у Центральному, Східному та Південному регіонах. При цьому спостерігається підвищення її показника з півдня на північ, тобто простежується так званий градієнт широти. Слід зазначити, що серед областей України, тільки Автономна республіка Крим, Херсонська, Одеська та більша частина території Миколаївської, Запорізької та Донецької областей розташовані південніше 48° північної широти.

Про відмінності щодо поширеності РС між областями України, розташованими на північ і південь від 48° -ї паралелі свідчать те, що у північних областях, особливо Житомирській ($56,5 \text{ }^{\circ}/_{00000}$), Київській ($62,0 \text{ }^{\circ}/_{00000}$), Чернігівській ($56,2 \text{ }^{\circ}/_{00000}$), реєструються значно вищі її показники, ніж у південних (Автономна Республіка Крим – $33,8 \text{ }^{\circ}/_{00000}$, Одеська область – $23,7 \text{ }^{\circ}/_{00000}$), а найвищі притаманні Волинській ($98,1 \text{ }^{\circ}/_{00000}$), Тернопільській ($96,0 \text{ }^{\circ}/_{00000}$), Полтавській ($82,8 \text{ }^{\circ}/_{00000}$) та Рівненській ($80,8 \text{ }^{\circ}/_{00000}$) областям. Крім градієнта широти, слід враховувати, що території областей Північного (Житомирська, Київська, Чернігівська) та Західного (Волинська, Рівненська, Тернопільська, Хмельницька) регіонів, зазнали забруднення радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи, що також потребує дослідження геохімічного і техногенного профілю регіону, стосовно впливу останніх на поширеність і захворюваність на РС (Рис. 2).

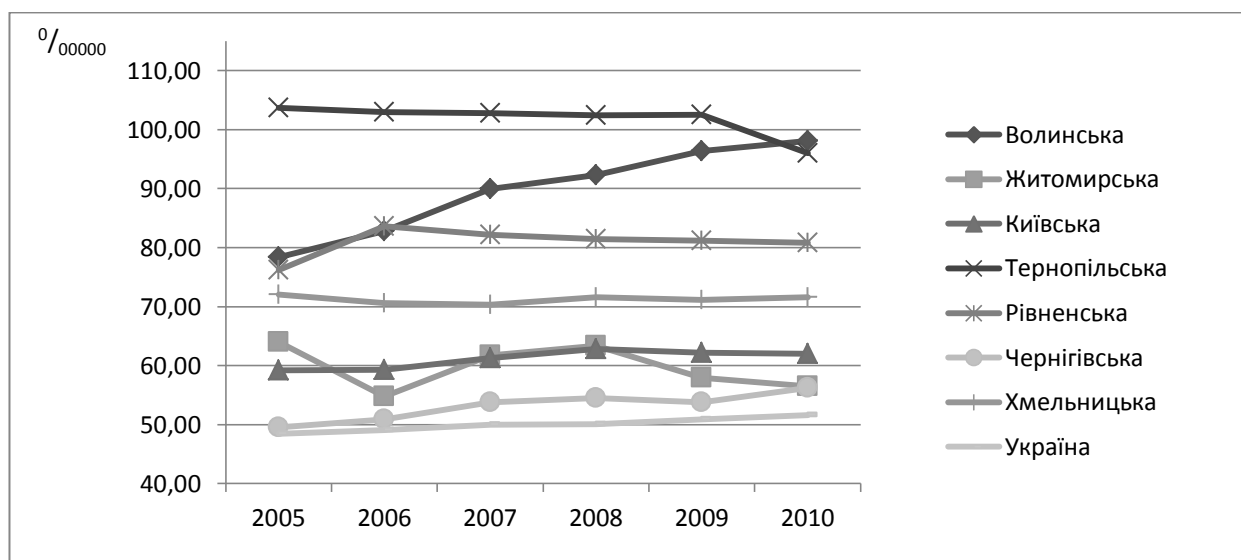


Рис. 2. Динаміка поширеності РС в областях України, що зазнали забруднення радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи.

За період 2005-2010 р. в областях України, що зазнали забруднення радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи, найвищі показники поширеності на РС реєструвалися в Тернопільській (відповідно $103,7 \text{ }^{\circ}/_{00000}$ і $96,0 \text{ }^{\circ}/_{00000}$), Волинській ($78,4 \text{ }^{\circ}/_{00000}$ і $98,1 \text{ }^{\circ}/_{00000}$), Рівненській ($76,2 \text{ }^{\circ}/_{00000}$ і $80,8 \text{ }^{\circ}/_{00000}$), найменші – в Чернігівській ($49,5 \text{ }^{\circ}/_{00000}$ і $56,2 \text{ }^{\circ}/_{00000}$) та Київській ($59,2 \text{ }^{\circ}/_{00000}$ і $60,0 \text{ }^{\circ}/_{00000}$) областях. Аналіз свідчить, що практично у всіх наведених областях, окрім Тернопільської, відмічається неухильне зростання поширеності на розсіяний склероз, тому їх слід відносити до зон високого ризику розвитку РС (з показником поширеності вище $50 \text{ }^{\circ}/_{00000}$).

Зростання поширеності РС в розрахунку на 100 000 населення також відзначається у Східному (Луганська область – 49,8 ‰₀₀₀₀₀; Донецька – 23,2 ‰₀₀₀₀₀) та Південному (Херсонська область – 40,2 ‰₀₀₀₀₀; Миколаївська – 44,8 ‰₀₀₀₀₀; Запорізька – 40,5 ‰₀₀₀₀₀) регіонах, також може бути зумовлене значним техногенним тиском на екологію довкілля, однак існуючий в них рівень поширеності РС дозволяє віднести їх до територій середнього рівня ризику розвитку РС.

Епідеміологічні показники у м. Києві теж характеризуються приростом показника поширеності РС з 39,5 ‰₀₀₀₀₀ в 1985 р. до 66,5 ‰₀₀₀₀₀ в 2010 році, що дає підстави вважати його зоною високого ризику РС, де обтяжливими чинниками виступають також високі рівні техногенного забруднення атмосферного повітря і території, в т.ч. радіаційного забруднення, висока щільність населення та несприятливий вплив техногенно-антропогенних факторів.

Висновок. Більшість областей північного та західного регіонів України і місто Київ, де за станом на 01 січня 2013 року проживають більше 1,66 млн. 77,61 % постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи, належать до високого рівня ризику розвитку РС. Оскільки територіально зони високого ризику розвитку РС та населені пункти забруднені радіонуклідами співпадають, то розробка стратегії медичного забезпечення хворих на РС повинна враховувати прямий і опосередкований вплив забруднення радіонуклідами як на ризик розвитку РС, так і на перебіг захворювання і навики. Отримані результати свідчать про неможливість виключення впливу забруднення радіонуклідами як додаткового підсилюючого фактора ризику розвитку РС для населення Північного, Західного та Центрального регіонів України, більшість областей яких характеризуються приростом поширеності.

На сьогоднішній день забезпеченість хворих на РС спеціалізованою неврологічною допомогою не відповідає сучасним вимогам. В більшості випадків ця категорія недужих отримує лікування в неврологічних відділеннях міських та обласних лікарень, які зазвичай переобтяжені хворими з гострою неврологічною патологією. Лікарі-неврологи цих медичних закладів мало обізнані з особливостями впливу іонізуючого випромінювання на нервову систему. Навіть за наявності на базі неврологічних відділень деяких обласних лікарень центрів розсіяного склерозу на 10 ліжок, проблема надання спеціалізованої неврологічної допомоги хворим на РС, які проживають на територіях забруднених радіонуклідами, не вирішується. Назріла нагальна необхідність створення єдиного реєстру хворих на РС, постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи, та системи надання спеціалізованої неврологічної допомоги цій категорії недужих з методологічним клінічним консультативним центром. Враховуючи наявність впливу забруднення радіонуклідами, регіональні спеціалізовані диспансери радіаційного захисту населення з науково-методичним супроводом ДУ «НЦРМ АМН України» мають стати основою спеціалізованої системи медичного забезпечення цієї важкої і соціально незахищеної категорії хворих.

Література:

1. Волошин П.В., Міщенко Т.С., Лекомцева Є.В. Аналіз поширеності та захворюваності на нервові хвороби в Україні // Міжнародний неврологічний журнал. – 2006 р. – С. 9-13.
2. Центр медичної статистики МОЗ України. Показники здоров'я населення та використання ресурсів охорони здоров'я на Україні за 2001-2004 роки.
3. Гусев Е.И., Завалишин И.А., Бойко А.Н. Рассеянный склероз и другие демиелинизирующие заболевания. – 2004. – С. 526.
4. Жданова, М.П. Стан неврологічної служби України в 2007 році. / М.П. Жданова, О.М. Зінченко, М.В. Голубчиков // Статистично-аналітичний довідник. – 2008. – С. 32.
5. Compston A. McAlpine's multiple sclerosis. – London: Churchill Livingstone. – 2004. –P. 567.
6. Atlas: multiple sclerosis in the world / World Health Organization. – Geneva. - 2008. – P. 51.
7. Multiple sclerosis in the Old World: the new old map. Multiple sclerosis in Europe an epidemiological update / K. Lauer // Leuchtturm-Verlag/LTV Press:Darmstadt. – 1994. – P. 14-27.
8. Віничук, С.М. Поширеність розсіяного склерозу в різних регіонах України. Особливості перебігу та лікування. / С.М. Віничук, П.П. Уніч, В.В. Клименко, М.М. Прокопів // Український медичний Часопис. - 2000. – № 7. - С. 51-54.
9. Куроко, Ю.Л. Распространенность рассеянного склероза в Южном регионе Украины. / Ю.Л. Куроко та ін. // Лікувальна Справа. – 1996. - № 1-2. - С. 92-94.
10. Показники здоров'я населення та використання ресурсів охорони здоров'я в Україні за 2012 рік. – Київ., 2013 р.

РАДИАЦИОННЫЙ И НЕРАДИАЦИОННЫЕ ФАКТОРЫ РИСКА РАЗВИТИЯ НЕОНКОЛОГИЧЕСКИХ ЗАБОЛЕВАНИЙ. РЕЗУЛЬТАТЫ ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Красникова Л.И., Бузунов В.А.

*Национальный научный центр радиационной медицины НАМН Украины (ННЦРМ),
ул. Мельникова, 53, г. Киев, 04050*

Выявление причин развития неопухоловой патологии и ее роста в послеаварийном периоде у пострадавших вследствие аварии на ЧАЭС является важнейшим и неотъемлемым аспектом оценки медико-биологических последствий аварий на ЧАЭС [1].

Участники ЛПА (УЛПА) на ЧАЭС 1986-1987 гг. получили дозу внешнего облучения, в основной массе, в диапазоне от 0 до 1 Гр, эвакуированное население – от 0,01 до 0,4 Гр. Возможность влияния на неопухоловую заболеваемость таких, так называемых малых доз ионизирующего облучения, до сих пор является дискуссионной. Значительную сложность представляет оценка влияния на неопухоловую заболеваемость не только радиационного, но и нерадиационных факторов.

Цель работы. Анализ и оценка рисков развития неопухоловых заболеваний у участников ЛПА на ЧАЭС 1986-1987 гг., и эвакуированных в зависимости от дозы внешнего облучения, и ряда нерадиационных факторов – биологических, социально-гигиенических, поведенческих.

Материалы и методы. Источником информации для настоящего сообщения являются результаты комплексного углубленного клинико-эпидемиологического мониторинга, проведенного по унифицированной программе клинико-эпидемиологического регистра ННЦРМ НАМН Украины (КЭР). КЭР функционирует на базе поликлиники радиационного регистра ННЦРМ с 1992 г. Учитываются документированные индивидуальные дозы внешнего облучения всего тела, данные опроса об условиях труда, быта и др.

Численность когорты УЛПА 1986–1987 гг. мужского пола составляет 8525 чел., в т. ч. УЛПА 1986–1987 гг. с индивидуальными дозами внешнего облучения всего тела 3623 чел. Средний возраст УЛПА на момент облучения – 37,8 лет, причем 64,8 % УЛПА были моложе 40 лет. Средняя доза внешнего облучения всего тела – 0,254 Гр. Дозы до 0,05 Гр получили 24 % лиц, 0,05–0,099 Гр – 9,3 %, 0,1–0,249 Гр – 24,3 %, 0,25–0,499 Гр – 24,8 %, 0,5–0,99 Гр – 12,2 %, дозы 1 Гр и больше – 5,4 % выборки. Средняя доза в диапазоне 1 Гр и больше составляет 1,32 Гр. 63,1 % УЛПА начали работать в зоне в апреле–июне 1986 г.

Когорта эвакуированных сформирована из женщин, которым на момент аварии было 18 лет и больше (2740 чел., в т.ч. 1640 чел. с дозами внешнего облучения всего тела). Средний возраст на момент аварии эвакуированных – 30,5 лет, средняя доза внешнего облучения всего тела – 0,062 Гр. Дозы до 0,1 Гр получили 90 % человек из когорты исследования, причем, 45 % эвакуированных получили дозы до 0,05 Гр.

За период наблюдения (1992-2012 гг) лица из когорт исследования прошли комплексные обследования по программе КЭР до 11 раз (УЛПА в среднем 4,2 раза, эвакуированные - 5,8 раз).

Оценку влияния факторов риска осуществляли с помощью риска-анализа [2, 3]. Относительный риск определяется в когорте под риском как отношение заболеваемости в группе «экспонированных» и заболеваемости в контрольной группе. Радиационные риски рассчитывались с учетом числа человеко-лет под риском (с момента облучения); внутренним контролем служили группы с дозами до 0,05 Гр. Уточнение оценок радиационных рисков с учетом возможного эффекта смешивания в связи с неоднородностью дозовых групп по другим факторам (прежде всего по возрасту) осуществлялось с помощью относительных рисков, определяемых по методу Мантел–Ханзела.

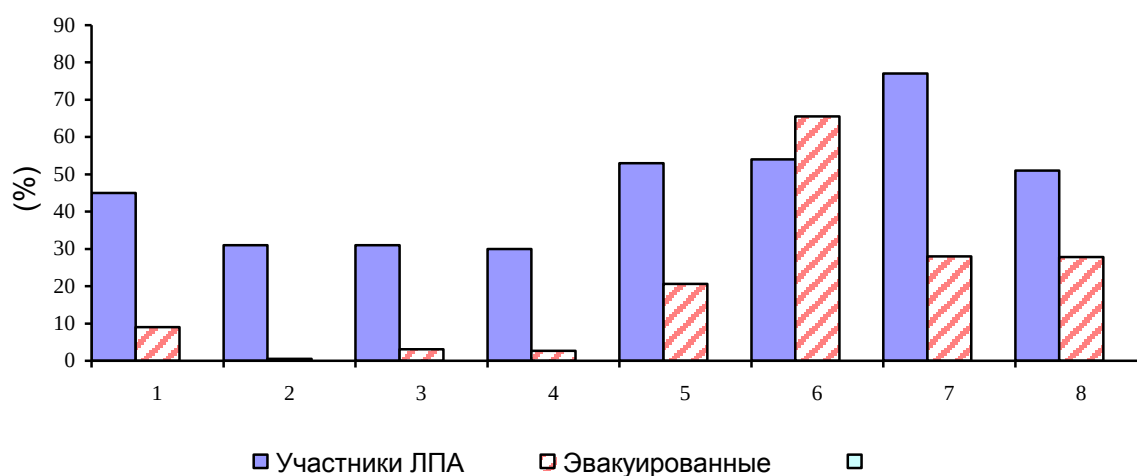
Основные результаты

Распространенность факторов риска нерадиационной природы По данным специального опроса около трети УЛПА часто употребляют алкоголь, причем значительная часть отдает предпочтение крепким напиткам. Курят в настоящее время или курили в прошлом около 80 % опрошенных. 18,7 % респондентов начали курить в возрасте до 16 лет. Три четверти курильщиков имеют стаж курения больше 10 лет. Основная часть УЛПА не занимается физкультурой, переживает стрессы из-за частых конфликтных ситуаций на работе или в семье. Около половины опрошенных

УЛПА отметили, что вынуждены были изменить место работы или профессию, причем для 50 % из них это оказалось большим стрессом. Многие УЛПА работают или работали ранее в неблагоприятных условиях (тяжелый, напряженный труд, работа с вредными веществами или излучениями и др.). В физически тяжелых условиях работают 27 % УЛПА, с нервно-психическими перегрузками - 32, %, с вредными веществами, излучениями, в условиях шума, вибрации - 33 % УЛПА. В прошлом в неблагоприятных условиях работало больше половины УЛПА.

Среди эвакуированных распространенность факторов риска нерадиационной природы в значительной степени обусловлена особенностью структуры когорты, в которой 75 % составили женщины в возрасте до 50 лет на момент обследования. Большинство (91 %) эвакуированных не курит, вместе с тем курят больше пачки сигарет в сутки- 2,2 % лиц. В настоящее время употребляют алкоголь чаще, чем в праздники 3.1 % опрошенных (до аварии - 2,7 %). У 65,2 % эвакуированных отмечена недостаточная физическая активность. 20,6 % эвакуированных испытывают стрессы из-за частых конфликтных ситуаций на работе или в семье. Большинство изменили место работы или профессию, для трети из них это оказалось большим стрессом. Материальную неудовлетворенность работой отметили более 30 % эвакуированных, моральную неудовлетворенность – 11 %. В настоящее время в неблагоприятных производственных условиях работают 27,8 % эвакуированных, на неблагоприятные условия работы в прошлом указали 28,9 % обследованных. Тяжелый физический труд, напряженную работу, вредные физические и химические факторы по нынешней профессии имеют, соответственно, 18,5 %, 13,3 % и 19,6 % эвакуированных. В прошлом нервно-психические перегрузки в трудовой деятельности имели 18,8 % лиц, вредные вещества или излучения нерадиационной природы – 21,6 % лиц. Тяжелый и напряженный труд в сочетании с работой с вредными физическими или химическими факторами отметили 7,4 % опрошенных, а в прошлом напряженный труд в сочетании с работой с вредными физическими или химическими факторами – 9,5 % эвакуированных.

В обобщенном виде распространенность исследуемых нерадиационных факторов отображена на рис. 16.3.



- | | |
|--|---|
| 1 курит в настоящее время | 5 частые конфликтные ситуации |
| 2 курил в прошлом | 6 не занимается физкультурой |
| 3 частое употребление алкоголя до аварии | 7 неблагоприятные условия труда в прошлом |
| 4 частое употребление алкоголя в настоящее время | 8 неблагоприятные условия труда в настоящее время |

Рисунок 1– Распространенность нерадиационных факторов риска у участников ЛПА 1986– 87 гг. мужского пола и эвакуированных во взрослом возрасте женщин (по данным КЭР ННЦРМ).

Радиационные и нерадиационные риски. По результатам риск-анализа установлены статистически значимые ($p \leq 0,05$) относительные риски развития некоторых форм неопухолевой патологии в зависимости от дозы внешнего облучения всего тела и ряда нерадиационных факторов (табл. 1-2).

Таблица 1 – Статистически достоверные относительные риски (и 95 % доверительные интервалы) развития неопухолевых заболеваний у ликвидаторов аварии на ЧАЭС в зависимости от дозы внешнего облучения всего тела и некоторых нерациональных факторов

Наименование болезней. Код МКБ-9	Возраст при обследовании, лет		Неблагоприятные условия труда	Эмоциональное перенапряжение	Курение	Частое употребление алкоголя	Нерациональные физические нагрузки	Нерациональное питание	Доза облучения Гр	Доза облучения 0,5-0,99 Гр
	40 – 49	50 – 59								
приобретенный гипотиреоз (E06)			2,9 (1,5; 3,7)						2,36 (0,86-6,49)	3,82 (1,2-12,9)
тиреозит (E03.1; E039)	1,7 (1,2; 2,3)	2,1 (1,5; 3,0)	2,2 (1,6; 3,0)	1,3 (1,1; 1,5)	1,7 (1,2; 2,5)		1,8 (1,1; 2,9)			1,57 (1,04-2,35)
сахарный диабет (E10-E14)	2,0 (1,4; 2,8)	3,0 (2,1; 4,2)	2,8 (2,0; 3,9)	1,8 (1,5; 2,6)			1,6 (1,1; 2,4)	1,4 (1,1; 1,8)		
невротические расстройства (300-315, МКБ-9)		0,5 (0,2; 1,0)	0,2 (0,1; 0,4)	1,5 (1,2; 2,4)			2,4 (1,6; 2,6)	1,9 (1,1; 3,6)		
болезни уха (H60-H95)	1,8 (1,4; 2,2)	3,6 (3,0; 4,4)	5,6 (4,6; 6,7)	1,4 (0,99; 1,9)	1,7 (1,3; 3)				2,53 (1,51-4,24)	2,37 (1,27-4,41)
гипертоническая болезнь (I10-I15)	1,3 (1,1; 1,5)	1,9 (1,5; 2,4)	1,7 (1,1; 2,6)	2,1 (1,5; 3,1)	1,6 (1,2; 2,3)	1,9 (1,5; 2,5)	1,4 (1,2; 1,5)	2,9 (2,6; 3,2)		
ИБС (I20-I25)	4,6 (2,9; 10,7)	7,4 (4,9; 11,1)	7,9 (5,2; 11,8)	4,5 (2,5; 5,5)	2,6 (1,6; 4,6)		1,7 (1,1; 2,7)			1,6 (1,0-2,6)
кардиомиопатия (I42-I43)	1,3 (1,2; 4,2)	1,6 (1,4; 11,9)	1,4 (1,2; 5,5)	1,6 (1,2; 2,8)		1,3 (1,2; 1,4)	1,4 (1,2; 1,6)	1,6 (1,3; 2,0)	1,42 (1,1-1,9)	1,7 (1,2-2,3)
цереброваскулярные болезни (I60-I69)	2,4 (1,8; 6,2)	5,2 (4,0; 23,8)	7,7 (6,1; 40,5)	2,4 (1,6; 3,1)	1,9 (1,5; 2,3)		1,6 (1,4; 1,9)	1,5 (1,3; 1,9)	1,26 (1,0-1,6)	1,73 (1,3-2,2)
хронический бронхит (J60-J69)				1,3 (1,1; 1,7)	7,6 (5,0; 11,5)			1,7 (1,2; 2,4)		1,4 (0,9; 2,2)
язва желудка и 12-п кишки (K25-K26)		0,4 (0,3; 0,6)	0,2 (0,1; 0,3)	1,3 (1,1; 1,6)	2,0 (1,6; 2,4)		1,7 (1,5; 1,9)	1,8 (1,1; 3,1)		
хронические болезни печени (K72-K74)				1,8 (1,3; 2,9)	1,3 (1,1; 1,6)	1,6 (1,1; 2,2)		1,3 (1,1; 1,4)		
болезни мочевого пузыря (590-599, МКБ-9)	1,2 (1,0; 1,4)	1,4 (1,2; 1,6)	1,0 (0,9; 1,1)	1,1 (1,0; 1,4)	1,2 (1,0; 1,4)			2,8 (2,0; 4,0)	1,1 (0,9; 1,3)	1,3 (1,1; 1,6)
болезни мужских половых органов (N40-N51)	2,6 (1,5; 4,3)	5,3 (3,3; 8,3)	4,9 (3,1; 7,6)	2,1 (1,1; 4,3)	1,3 (1,1; 1,6)	2,7 (1,4; 5,0)	2,6 (1,6; 4,1)	1,8 (1,0; 3,3)	1,4 (1,0-1,9)	1,6 (1,1-2,3)

Таблица 2 – Статистически достоверные относительные риски развития неопухолевых заболеваний у эвакуированных в зависимости от дозы внешнего облучения всего тела и некоторых нерациональных факторов

Наименование болезней. Код МКБ-9	Возраст при обследовании, лет			Неблагоприятные условия труда	Эмоциональное перенапряжение	Курение	Частое употребление алкоголя	Нерациональные физические нагрузки	Нерациональное питание	Доза облучения 0,05-0,09 Гр	Доза облучения 0,1-0,32 Гр
	40 – 49	50 – 59	60 и старше								
приобретенный гипотиреоз (E06)								2,8 (1,1; 7,3)	3,7 (1,7; 8,6)	1,5 (0,8-2,8)	3,3 (1,5-7,5)
сахарный диабет (E10-E14)	1,4 (1,0; 2,0)	2,2 (1,4; 3,6)	3,2 (1,8; 5,7)	3,9 (1,1; 14,4)			2,1 (1,1; 4,1)	2,5 (1,4; 4,5)			
болезни уха (H60-H95)	2,1 (1,0; 4,4)	3,6 (1,7; 7,7)	5,2 (2,4; 11,4)			1,9 (0,93; 4,0)	1,5 (1,1; 2,2)		1,4 (1,04; 1,9)	1,6 (1,2-2,1)	1,9 (1,2-3,3)
гипертоническая болезнь (I10-I15)		1,1 (1,0; 1,3)		2,5 (1,4; 4,6)	2,0 (1,2; 3,6)	1,4 (0,97; 2,1)	1,4 (1,05; 2,0)	1,3 (1,05; 1,6)	1,5 (1,05; 2,2)		
ИБС (I20-I25)	2,5 (1,7; 4,3)	6,5 (3,7; 8,7)	8,2 (6,2; 10,7)	1,9 (1,3; 2,8)	3,7 (2,0; 7,1)		1,6 (1,04; 2,6)	2,6 (1,6; 4,2)	2,3 (1,1; 4,9)	5,1 (1,5-17,6)	9,2 (2,3-35,6)
кардиомиопатия (I42-I43)		2,1 (1,5; 2,8)	1,4 (1,1; 1,8)		1,2 (1,0 1,4)	1,3 (1,2; 1,4)	2,0 (1,4; 2,9)	1,5 (1,2; 1,8)	1,4 (1,1; 1,7)		
цереброваскулярные болезни (I60-I69)	2,9 (2,2; 3,8)	7,5 (5,6; 10,0)	11,6 (8,2; 16,3)	2,5 (1,8; 6,5)	1,9 (1,3; 2,7)	1,8 (1,2; 2,7)	2,2 (1,8; 2,7)	1,6 (1,1; 2,4)	1,2 (1,04; 1,4)		2,9 (0,8; 10,5)
хронический бронхит (J60-J69)	1,14 (1,02-1,3)	1,25 (1,1-1,4)		2,8 (1,4; 5,2)	7,0 (3,8; 12,6)	6,3 (2,5; 16,2)	2,8 (1,5; 5,2)	2,0 (1,2; 3,3)		1,9 (1,2-2,9)	
язва желудка и 12-п кишки (K25-K26)	0,7 (0,5; 1,0)	0,4 (0,3; 0,6)	0,2 (0,1; 0,3)	4,8 (1,6; 14,4)	8,2 (2,8; 24,1)		2,7 (1,4; 5,0)	1,8 (1,1; 3,0)	2,9 (1,3; 6,3)		
желчекаменная болезнь (K80)	1,2 (0,9; 1,6)	2,1 (1,4; 3,3)	3,0 (1,7; 5,2)					1,8 (0,9; 3,8)			2,8 (1,6-4,9)
хронические болезни печени (K72-K74)			3,0 (1,4; 8,0)	4,8 (1,6; 14,4)	3,9 (1,3; 11,6)		2,7 (1,4; 5,0)	1,8 (1,1; 3,0)	2,9 (1,3; 6,3)		1,9 (1,02-3,6)
болезни женской половой сферы (617-629, МКБ-9)	1,8 (1,5; 2,2)	4,2 (3,3; 5,5)	5,2 (3,7; 7,3)	2,0 (0,96; 4,2)			1,3 (0,98; 1,8)	1,6 (1,1; 2,3)		1,2 (0,94-1,5)	2,8 (1,05-7,5)

В табл.1, 2 внесены только статистически значимые относительные риски (ОР) и 95 % доверительные интервалы для основных из исследованных форм или групп заболеваний с учетом ряда нерадиационных факторов. Курсивом обозначены ОР со статистической значимостью ($p \leq 0,1$). Значения ОР больше единицы свидетельствуют о негативном влиянии фактора. Самые большие значения ОР выявлены для ИБС и цереброваскулярных заболеваний, что свидетельствует о приоритетности возрастных изменений в возникновении этих болезней и увеличении заболеваемости с возрастом. Отметим, что статистически значимые ОР меньше единицы означают, например, что язвенная болезнь реже возникает с возрастом.

Статистически достоверные и превышающие (единицу) ОР развития неопухолевых болезней в связи с радиационным и рядом нерадиационных факторов свидетельствует о многофакторности воздействия. Также это означает, что многие нерадиационные факторы могут быть фактором «смешивания» при оценке радиационного риска, если по случайным причинам дозовые группы сравнения неоднородны по другим факторам. Представленные значения радиационных рисков рассчитаны с учетом, что возрастной фактор в некоторых случаях явился фактором смешивания.

Отдельного внимания требует изучение возможного модифицирующего действия радиационного фактора, возможной синергичности или антагонистичности совместного влияния радиационного и нерадиационных факторов. Это реализуемо при детальной многокомпонентной стратификации на очень больших выборках. Один из возможных способов упрощенного определения роли радиационного и нерадиационных факторов в развитии заболеваний приведен в [4, 5].

Выводы

1. По результатам риск-анализа данных углубленного клинико-эпидемиологического мониторинга установлено, что у УЛПА на ЧАЭС и эвакуированных доза внешнего облучения всего тела в диапазоне 0,05-1,0 Гр может быть фактором риска развития ряда неопухолевых заболеваний эндокринной, мочеполовой систем, болезней органов кровообращения, дыхания, пищеварения и др. У ликвидаторов статистически достоверные риски выявлены преимущественно при дозах 0,5 Гр и больше; при дозах меньше 0,1 Гр статистически достоверных ОР не выявлено. У эвакуированных статистически достоверные радиационные риски получены при дозах 0,05-0,099 Гр и 0,1-0,33 Гр.

2. Установлены статистически достоверные риски развития ряда неопухолевых заболеваний у УЛПА и эвакуированных при учете следующих факторов нерадиационной природы: возраста, психоэмоционального стресса, курения, частого употребления алкоголя, нерегулярного питания, чрезмерного употребления соли и других погрешностей в питании, нерациональных физических нагрузок, неблагоприятных условий труда, имеющихся болезней. Это свидетельствует о мультифакторности влияния на неопухолевую заболеваемость, приоритетности вклада нерадиационных факторов и о том, что нерадиационные факторы могут быть фактором смешивания при оценке радиационных рисков.

Список используемой литературы

1. Бузунов, В. О. Епідеміологія непухлинних захворювань. Учасники ЛНА [Текст] / В. О. Бузунов, В. М. Терещенко, Л. І. Краснікова, Ю. С. Войчулене, В. А. Цуприков // «Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 1986-2011» / За редакцією А. М. Сердюка, В. Г. Бебешка, Д. А. Базики Тернопіль ТДМУ «Укрмедкнига» 2011. – С. 367-379.
2. Альбом, А. Введение в современную эпидемиологию / А. Альбом, С. Норрел. – Таллин : Ин-т экспериментальной и клинической медицины (Эстония) ; Датское противораковое о-во, 1996. – 122 с.
3. Hennekens, C. H. Epidemiology in medicine / C. H. Hennekens, J. E Buring. – Boston ; Toronto : Little Brown & Co, 1987. – 344 p.
4. Красникова, Л. И. Риски неопухолевой патологии участников ликвидации последствий Чернобыльской аварии по данным углубленного клинико-эпидемиологического мониторинга / Л. И. Красникова, В. А. Бузунов // Проблеми радіаційної медицини та радіобіології : зб. наук. пр. – 2008. – Вип. 13. – С. 199 – 208.
5. Пат. 56010 Україна, МПК А 61 В 5/00 Спосіб прогнозу ризику виникнення цереброваскулярної патології в учасників ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС із визначенням внеску радіаційного й нерадіаційних чинників / Л. І. Краснікова, В. О. Бузунов, К. М. Логановський, Н. Ю. Чупровська ; Науковий центр радіаційної медицини АМН України. — № 2010 00234; Заявл. 13.01.2010, Опубл. 27.12.2010. – Бюл. № 24.

МОРФОФУНКЦІОНАЛЬНІ ВЛАСТИВОСТІ ФІБРОБЛАСТІВ IN VITRO ЗА КОМБІНОВАНОЇ ДІЇ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ТА ІОНІВ НІКЕЛЮ

Г. Й. Лавренчук, Д. Д. Гапєєнко

Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України», м.Київ, Україна

Вступ

Екологічна ситуація у великих промислових центрах характеризується постійним зростанням забруднення оточуючого середовища антропогенними чинниками. Чільне місце серед таких по праву слід відвести хімічним забрудненням – викидам та відходам підприємств, добривам, пестицидам, кислим дощам, важким металам (ВМ) та їх сполукам [1]. Незважаючи на те, що після аварії на Чорнобильській АЕС вже минуло багато років, все одно зростає ймовірність одночасного впливу радіаційного та хімічного факторів на біологічні об'єкти.

Відомо, що нікель належить до ультрамікроелементів. В 70-х роках минулого століття були отримані докази необхідності нікелю для нормального розвитку організму: в період ембріогенезу він концентрується в органах та тканинах, в яких відбуваються активні обмінні процеси. Водночас доказано, що Ni^{+2} є досить агресивним мутагенним, канцерогенним та токсичним фактором [2]. Іони нікелю проникають в ядро та індують утворення вільних радикалів, які пошкоджують ДНК. Показано, що низькі концентрації ацетату нікелю (від 0,1 до 100 мкмоль) в комбінації з γ -випромінюванням викликали появу великої кількості хромосомних аберацій в лімфоцитах [3]. Збільшення концентрації нікелю до 1000 мкмоль значно зменшує цей ефект. Вважають, що Ni^{+2} порушує стабільність процесів репарації ДНК і проявляє канцеротоксичність. Нікель виявляють в РНК, вважаючи, що він забезпечує певну структуру нуклеїнової кислоти, змінюючи хімічні властивості РНК і нуклеопротейнів. Цей елемент впливає на окиснення аскорбінової кислоти, прискорює перехід сульфгідрильних груп у дисульфідні.

Вкрай важливими є дослідження закономірностей впливу іонів нікелю в умовах поєднаної дії його з важкими металами на клітинному рівні, саме тут формується основа порушень життєздатності клітин, які пізніше проявляються у вигляді різноманітних патологічних порушень органів, а інколи – появою новоутворень.

Мета дослідження – дослідити особливості комбінованого впливу іонізуючого випромінювання та іонів нікелю на морфофункціональні властивості клітин *in vitro*.

Матеріали та методи

Експериментальні дослідження виконані на культурі клітин лінії L₉₂₉ (фібробласти мишей СЗН трансформовані метилхоланреном). Культивування клітин здійснювали у поживному середовищі такого складу: середовище RPMI-1640 (90%), ембріональна теляча сироватка (10%) та антибіотики згідно зі стандартними методами роботи з клітинними штамами [4]. Клітини вирощували при постійній температурі 37° С на покривних скельцях розмірами 16×8 (мм), які знаходилися на дні скляних пляшечок, до конфлуентного стану моношару (1–5 діб).

У дослідженнях була використана водорозчинна сіль ацетату нікелю ($Ni(CH_3COO)_2$). Контролем на ацетат-аніон був ацетат натрію ($NaCH_3COO$). ВМ додавали в культуральне середовище через 24 години після посадки клітин (щоб іони ВМ не впливали на адгезію та розпластання клітин на скляній підложці) у вигляді водного розчину в кінцевих концентраціях: 0.01, 0.1, 1 та 10 мкмоль/л. Культивування клітин здійснювали впродовж 5 діб в присутності іонів ВМ.

Опромінення культури клітин іонізуючого випромінювання (ІВ) здійснювали на апараті «Тератрон» (джерело – ^{60}Co 1,2 Мев, потужність експозиційної дози $4,3 \cdot 10^{-4}$ Кл/(кг·с) відстань до об'єкта 80 см) в дозах 0.5, 5.0, 10.0 Гр через 24 години після посадки. ВМ додавали до культури клітин через 1 годину після їх опромінення.

Проліферативну активність клітин оцінювали за кінетикою росту: під оптичним мікроскопом «Axioscop» (WestGermany) при збільшенні у 1000 разів у межах сітки площею 0,05 мм² підраховували загальну кількість клітин, кількість мітозів і кількість гігантських багатоядерних (2 і більше ядер) клітин. Мітотичний індекс та індекс гігантських багатоядерних клітин розраховувався на 1000 клітин (%).

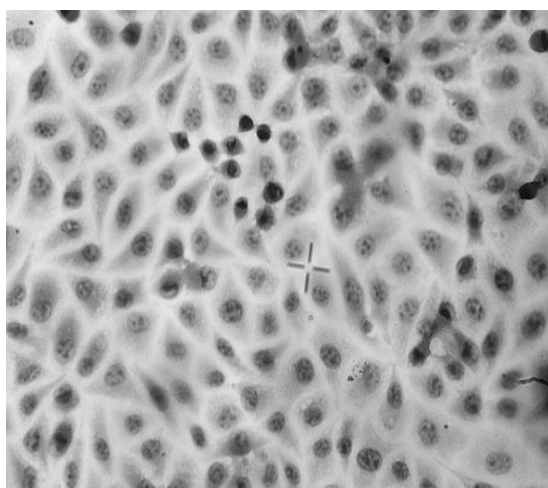
Метаболічну активність мітохондрій клітин у культурі оцінювали за цитохімічним показником активності ключових ферментів циклу трикарбонових кислот – флавінферментів: дегідрогеназисукцинату (акцептор – оксидоредуктаза, КФ 1.3.99.1) та альфа-гліцерофосфатази (L-гліцерол-3-фосфат: акцептор – НАД-оксидоредуктаза, КФ 1.1.1.8) за методом Нахласа [5].

У тих же культурах клітин, в яких досліджували їх виживання та активність мітохондріальних ферментів, визначали кількість апоптотичних клітин на протоковому цитофлюориметрі FACStar Plus фірми “Becton Dickinson” (США).

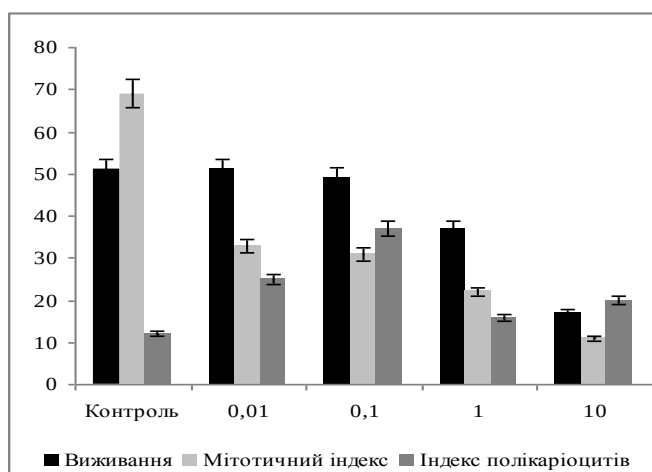
Результати дослідження та їх обговорення

Експериментальні дослідження показали, що в контролі клітини утворили щільний моношар з типових фібробластоподібних клітин веретеноподібної та полігональної форми. Більшість клітин мали відростки. Цитоплазмі цих клітин притаманні світлі вакуолі та маленькі гранули. У полі зору спостерігали клітини на різних стадіях поділу (рис. 1, А.).

Дослідження цитотоксичності іонів нікелю (рис. 1, Б) показало, що статистично достовірне зменшення виживання клітин відбувалось за концентрацій 1 та 10 мкмоль/л, хоча мітотична активність клітин в культурі зменшувалась більш ніж у двічі вже за найменшої концентрації – 0,01 мкмоль/л. За цієї ж концентрації зростає і індекс атипівих полікаріоцитів: максимальне значення його реєстрували при концентрації іонів нікелю 0,1 мкмоль/л.



А



Б

Рис. 1. Культура клітин лінії L₉₂₉ на 5-ту добу культивування (А) в контролі. Форма клітин веретеноподібна та полігональна, овальні ядра з чіткими ядерцями, значна кількість мітотичних клітин. Показники життєздатності клітин в умовах впливу іонів нікелю за різної концентрації (Б). Забарвлення гематоксиліном та еозином, збільшення $\times 1000$. По осі ординат – виживання клітин (кількість на площі препарату 0,05 мм²), мітотичний індекс, % та індекс полікаріоцитів, %. По осі абсцис – концентрація іонів нікелю, мкмоль/л.

Поєднана дія іонів нікелю та іонізуючого випромінювання в малій (0,5 Гр) та сублетальних (5 та 10 Гр) дозах призвела до різнонаправлених змін морфофункціональних характеристик культури клітин (рис. 2) і дозволила виявити детермінуючий вплив іонів нікелю на опромінені клітини. Так, інкубація опромінених в дозі 0,5 Гр клітин з іонами нікелю в різних концентраціях (рис. 2, А) призвела до статистично достовірного зменшення виживання клітин, їх мітотичного індексу та підвищення в культурі клітин кількості полікаріоцитів порівняно з контролем та окремо з опромінюванням в дозі 0,5 Гр. Аналогічні результати були отримані і при опроміненні в дозі 5 Гр (рис. 2, Б): істотно зменшувались виживання і мітотична активність клітин та в 2 – 6 разів зростала кількість полікаріоцитів (у порівнянні з контролем та опромінюванням в дозі 5 Гр).

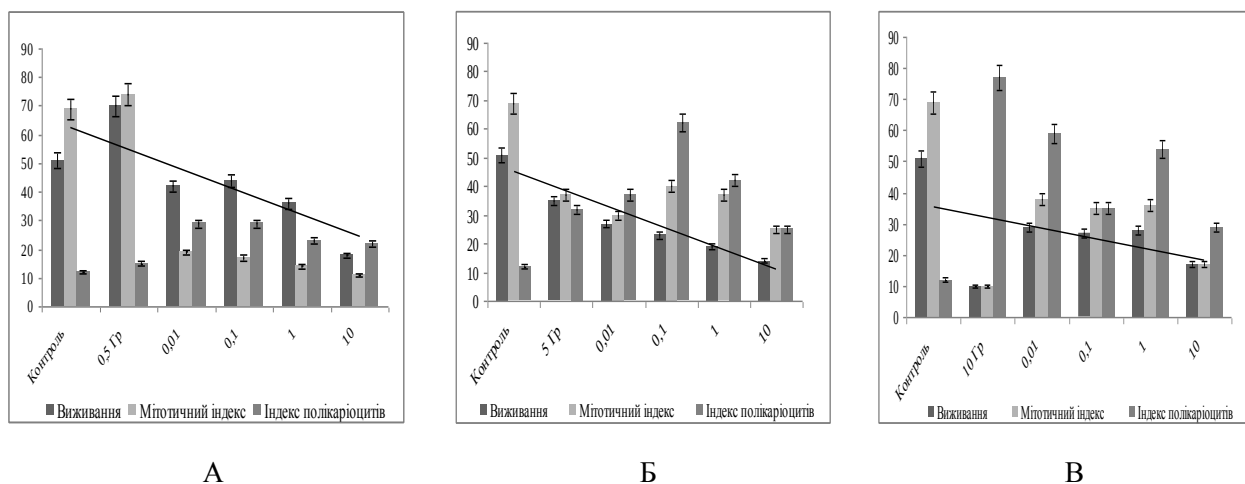


Рис. 2. Морфофункціональні властивості клітин лінії L₉₂₉ на 5-ту добу культивування при комбінованій дії ІВ та іонів нікелю в різних концентраціях. А – після опромінення в дозі 0,5 Гр; Б – після опромінення в дозі 5 Гр; В – після опромінення в дозі 10 Гр. По осі ординат: виживання клітин (кількість на площі препарату 0,05 мм²), мітотичний індекс, % та індекс полікаріоцитів, %. По осі абсцис – концентрація іонів нікелю, мкмоль/л.

Непередбачуваними виявились результати досліджень за умов поєднаного впливу ІВ в сублетальній дозі 10 Гр та різних концентрацій іонів нікелю (рис. 2, В). За результатами досліджень опромінення клітин лінії L₉₂₉ в дозі 10 Гр викликає 80 % загибелі клітин. Додавання до клітин, опромінених в цій дозі, іонів нікелю підвищило їх виживання в 1,7 – 2,9 рази (в залежності від концентрації металу) і майже в 3,5 рази зріс мітотичний індекс. Кількість багатоядерних клітин залишалась на досить високому рівні.

Аналіз кількості апоптотичних клітин в культурі за умов комбінованого впливу радіації в різних дозах та іонів нікелю в різних концентраціях показав (рис. 3), що тільки іонізуюче випромінювання є індуктором апоптозу, а поєднана дія опромінення та іонів нікелю показала детермінуючу роль мікроелемента в індукції апоптозу, особливо при його низьких концентраціях (0,01 мкмоль/л).

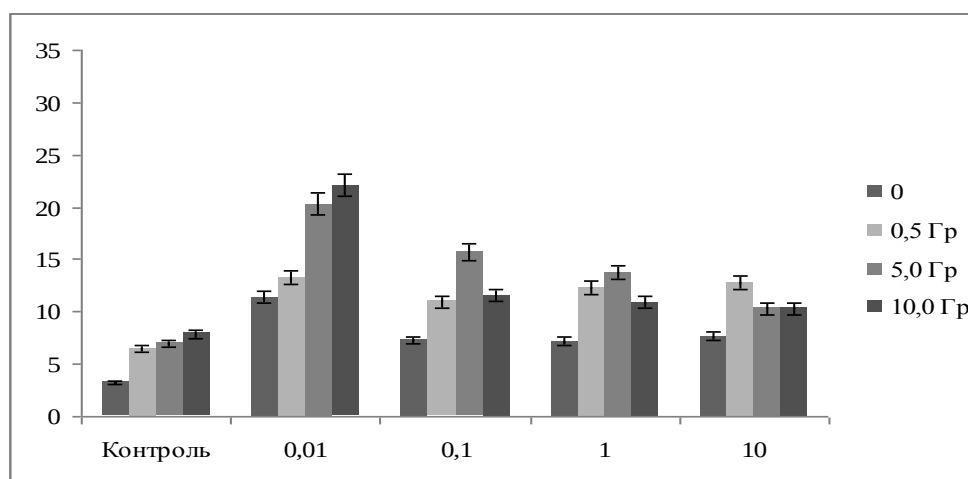


Рис. 3. Залежність кількості апоптотичних клітин у культурі клітин лінії L₉₂₉ за комбінованого впливу іонізуючого випромінювання в різних дозах та іонів нікелю в різних концентраціях. По осі ординат: кількість апоптотичних клітин, %. По осі абсцис – концентрація іонів нікелю, мкмоль/л.

Дослідження ензиматичної активності мітохондріальних дегідрогеназ (рис. 4.) показало, що при інкубуванні клітин з різними концентраціями іонів нікелю призвело до перерозподілу їх активності, а саме: із збільшенням вмісту катіону від 0,01 до 1 мкмоль/л – активність СДГ та ГЦФ істотно збільшується (у 2 рази). На нашу думку це може бути компенсаторна активація. Її зрив відбувався

при високому вмісту нікелю в поживному середовищі. Окрема дія опромінення, в залежності від дози призводила до зменшення активності сукцинатдегідрогенази і підвищення активності «гліцерофосфатного шунта». Комбінований вплив іонів нікелю та опромінення незалежно від дози активував обидва мітохондріальних фермента енергообміну, за виключенням найвищої концентрації мікроелемента – 10 мкмоль/л. За цих умов їх активність нижча ніж у контролі та при окремій дії опромінення.

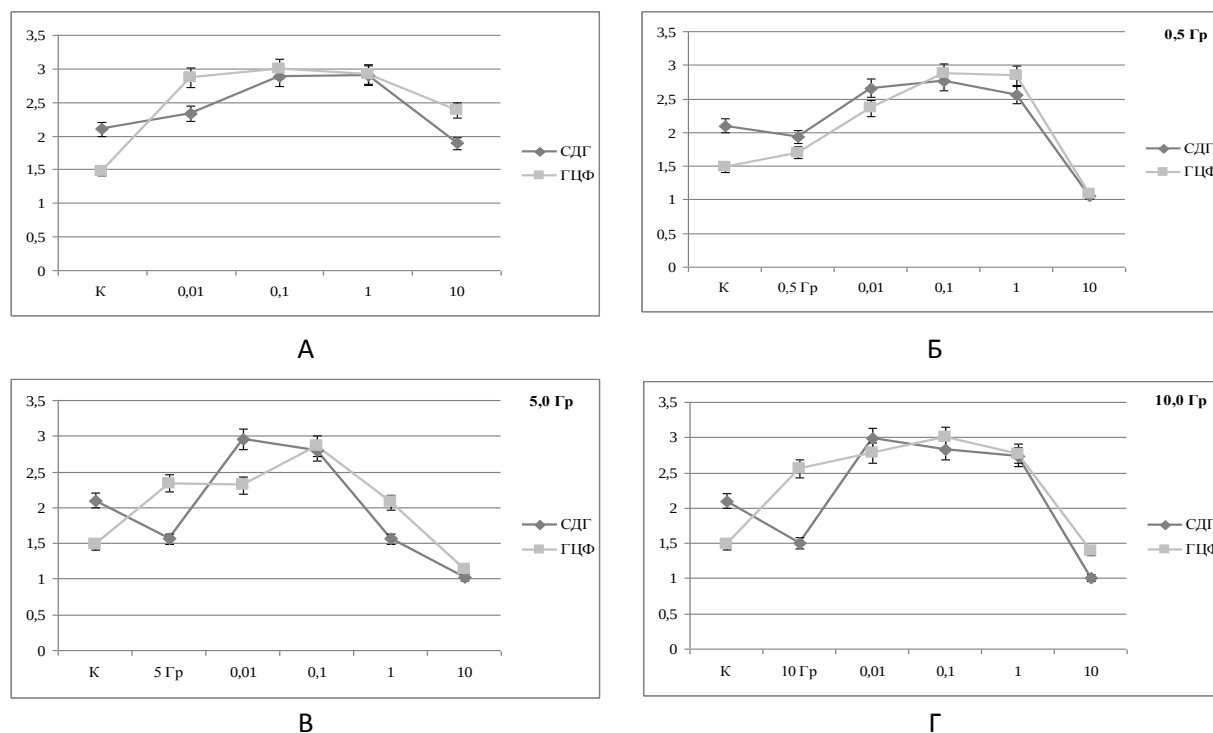


Рис. 4. Ензиматична активність мітохондріальних ферментів сукцинатдегідрогенази (СДГ) та гліцерофосфатази (ГЦФ) у клітинах лінії L₉₂₉ в умовах впливу іонів нікелю (А) та комбінованої дії ІВ в дозі 0,5 Гр (Б), 5,0 Гр (В), 10,0 Гр (Г) та іонів нікелю. По осі ординат – середній цитохімічний коефіцієнт (СЦК, відн.од.). По осі абсцис – концентрація іонів нікелю, мкмоль/л.

Висновки

Експериментальні дослідження показали суттєву токсичну дію іонів нікелю на морфофункціональні властивості клітин *in vitro* (проліферативну та мітотичну активність, апоптоз та активність мітохондріальних ферментів енергообміну). При комбінованому впливі іонізуючого випромінювання та іонів нікелю спостерігали сенсibilізацію клітин іонами нікелю до опромінення в дозі 0,5 Гр, та радіозахист при дії радіації в сублетальній дозі 10,0 Гр. Дослідження ензиматичної активності мітохондріальних ферментів енергообміну показало, що при по інкубації опромінених клітин з іонами нікелю в різних концентраціях призводить до компенсаторного перерозподілу їх активності із її зривом при високих концентраціях мікроелемента.

Список використаної літератури

1. Трахтенберг И. М., Виленский Ю. Б. Токсикология в реалиях времени / (17 жовтня) 2010 Режим доступа: <http://health-ua.com/articles/866.html>.
2. Clapp R. W. Environmental and occupational causes of cancer: new evidence 2005 – 2007 [Text] / R. W. Clapp, M. M. Jacobs, E. L. Loechler // Rev. Environ. Health. – 2008. – Vol. 23(1). – Р. 1 – 37.
3. Cavani, A. Breaking tolerance to nickel [Text] / A. Cavani // Toxicology. – 2005. – V. 209(2). – Р. 119 – 121.
4. Животная клетка (Методы и применение в биотехнологии) / под общ.ред. проф. Л. П. Дьяконова. – М.: «Спутник+», 2009. – 656 с.
5. Пирс Э. Гистохимия теоретическая и прикладная. // Москва: Иностран. литер., 1962. – 962 с.

МИГРАЦИЯ ТУЭ ПО ТРОФИЧЕСКИМ ЦЕПЯМ И ВЛИЯНИЕ УСЛОВИЙ СОДЕРЖАНИЯ КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА НА ПЕРЕХОД ТУЭ В ПРОДУКЦИЮ ЖИВОТНОВОДСТВА

Король Р.А., Тимохина Н.И.

ГНУ "Институт радиобиологии НАН Беларуси", г. Гомель, Республика Беларусь

После аварии на ЧАЭС на загрязнённых радионуклидами территориях сложилась экологическая ситуация, при которой неотъемлемым элементом биологического круговорота в системе "почва - вода - растения - животные - человек" являются практически все радиоактивные элементы. Не все радионуклиды, образующиеся при делении урана и плутония, равнозначны с точки зрения их биологической опасности для организма. Их значимость определяется рядом физико-химических свойств радионуклидов и биологических факторов [1].

Характерной особенностью чернобыльского выброса является относительно высокое содержание ^{241}Pu – бета-излучающего радионуклида с периодом полураспада 14 лет. Из данного радионуклида образуется альфа-излучающий ^{241}Am с периодом полураспада 432,8 года. По радиотоксичности ^{241}Am аналогичен ^{239}Pu , но, в отличие от последнего, имеет достаточно хорошую растворимость и, следовательно, более доступен. Обладая большим периодом полураспада, трансурановые элементы, включаясь в круговорот веществ по трофическим цепям, будут представлять радиологическую опасность для человека в течение тысячелетий. Учитывая вышесказанное, проблемы накопления ТУЭ в биологических цепочках будут актуальными для Украины и Беларуси на протяжении ближайших сотен лет.

Результаты исследования физико-химического состояния ТУЭ в почвенно-растительном комплексе свидетельствуют, что существует реальная опасность их поступления в организм человека через пищевые цепи [2]. Загрязнение сельскохозяйственных угодий долгоживущими радионуклидами привело к возникновению ряда проблем в области ведения животноводства. Многочисленные и разносторонние исследования подтверждают отрицательное влияние ионизирующей радиации на организм животных и качество продукции и сырья животного происхождения вследствие загрязнения их радионуклидами. Крупный рогатый скот (КРС) является составляющей частью конкретных экосистем и экологических функций. С точки зрения нормального функционирования агросферы и экосистемы в целом он типичен для конкретного региона и более чем человек подвергается облучению и может служить объектом биологической индикации радиационного воздействия. Как и другие домашние животные, КРС является более удобным объектом для таких исследований, чем виды диких животных.

Радионуклиды по цепочке "почва – растение - животное" попадают в организм человека, накапливаются и оказывают неблагоприятное воздействие на здоровье. Поэтому одной из серьезных задач современности является производство экологически "чистой" продукции. Важнейшая проблема сельского хозяйства в условиях загрязнения почвы радиоактивными элементами состоит в максимально возможном снижении поступления этих веществ в растениеводческую продукцию и предотвращение накопления их в организмах сельскохозяйственных животных. Поступление изотопов плутония и америция с продуктами питания ограничено довольно низкой величиной. Ввиду изменения физико-химических форм ТУЭ и возрастания их содержания в мясомолочной продукции возникает необходимость контроля за содержанием ТУЭ в продукции животноводства и разработке мер по снижению. Также возникает необходимость сертификации мясомолочной продукции по содержанию данных радионуклидов при экспортных поставках.

Радиохимический анализ проводился в соответствии с МВИ. МН 1892-2003 «Методика определения активности стронция – 90 и трансурановых элементов в биологических объектах». Методика определения трансурановых элементов в продукции животноводства основана на предварительном концентрировании и выделении их в виде оксалатов кальция и стронция, последующего перевода оксалатов в окислы, отделения плутония и америция соосаждением с гидроокисью железа, выделением плутония и америция ионообменным методом и количественным измерением активности на полупроводниковом альфа - спектрометре путем измерения интенсивности альфа - частиц с характеристичными для каждого радионуклида энергиями.

Альфа-спектрометрические измерения проводились с использованием α -спектрометра «Alpha Analyst» (Canberra) с МДА по Pu-238 , ^{239}Pu , ^{241}Am – 10^{-3} Бк/пробу и основной относительной погрешностью измерения при $P = 0,95$ не более 30%.

Основным объектом исследований являлась продукция животноводства, производимая в КСУП «Стреличево», расположенном на юге Гомельской области и граничащим с территорией отчуждения (ПГРЭЗ). Данное хозяйство практикует стойлово-пастбищный тип содержания КРС, который основывается на содержании коров в стойловых местах зимой, а летом производится выпас животных на пастбищах. Зимой коров кормят в стойлах силосом, сеном и соломой, а летом коровы питаются на пастбищах зеленой травой, а также осуществляется подкорм зеленой массой в сочетании с концентрированными кормами.

Анализ содержания ТУЭ в почвах данного хозяйства свидетельствует о довольно высоких уровнях загрязнения (в среднем 7,1 Бк/кг по Am^{241} , 1,91 Бк/кг по Pu^{238} , 4,3 Бк/кг по $Pu^{239,240}$). Доля америция-241 составляет 53%, изотопов плутония - 47%. Исходя из полученных данных о содержании ТУЭ в почвенных образцах пастбищных агроценозов КСУП «Стреличево» была рассчитана плотность загрязнения почв, которая составила $1,47 \pm 0,37$ кБк/м² для Am^{241} , $0,4 \pm 0,1$ кБк/м² для Pu^{238} , $0,89 \pm 0,23$ кБк/м² для $Pu^{239,240}$.

В связи с тем, что поступление радионуклидов в организм крупного рогатого скота происходит в основном через потребление растительной пищи, было определено содержание ТУЭ в пастбищной растительности, которое составило 368,0 - 622,0 мБк/кг по ^{241}Am , 1,0 - 10,8 мБк/кг по ^{238}Pu , 2,4 - 18,4 мБк/кг по $^{239,240}Pu$.

Степень биологической подвижности радионуклида, т.е. возможность включения его в обменные процессы, эффективность миграции нуклида в цепи почва-растение зависит от коэффициента перехода (Кп) радионуклида из почвы в растение (корма), который определяют как отношение активности радионуклида в единице сухой (или сырой) массы растительного материала к активности, приходящейся на единицу площади поверхности почвы. Исходя из удельной активности исследуемых радионуклидов, были рассчитаны коэффициенты перехода в доминантные луговые растения, составляющие основу пищевого рациона КРС при пастбищном содержании для ^{241}Am , ^{238}Pu и $^{239,240}Pu$, которые равны $0,267 \times 10^{-3}$, $0,014 \times 10^{-3}$, $0,012 \times 10^{-3}$ соответственно. Содержание радионуклидов в кормовых образцах, входящих в рацион крупного рогатого скота, содержащегося в сельхозпредприятии «Стреличево» представлены в таблице 1. По накоплению трансурановых радионуклидов в сухом веществе кормовых образцов, входящих в рацион питания КРС КСУП «Стреличево» установлен следующий возрастающий ряд: солома злаковых культур (Am^{241} – 115,7 мБк/кг, Pu^{238} – 1,43 мБк/кг, $Pu^{239,240}$ – 2,93 мБк/кг) → сено одно- и многолетних злаковых трав (Am^{241} – 154,8 мБк/кг, Pu^{238} – 2,36 мБк/кг, $Pu^{239,240}$ – 4,13 мБк/кг) → кормовая масса (Am^{241} – 215,46 мБк/кг, Pu^{238} – 3,11 мБк/кг, $Pu^{239,240}$ – 5,63 мБк/кг).

Таблица 1 – Содержание радионуклидов в кормовых образцах, составляющих основу пищевого рациона КРС КСУП «Стреличево», мБк/кг

Вид корма	Am^{241} , мБк/кг	Pu^{238} , мБк/кг	$Pu^{239,240}$, мБк/кг
Солома	115,7±28,92	1,43±0,36	2,93±0,73
Сено	154,8±38,71	2,36±0,59	4,13±1,03
Кормовая масса	215,46±53,86	3,11±0,78	5,63±1,41

Сельскохозяйственные животные, являются одними из основных поставщиков радионуклидов в организм человека. От здоровых животных получают доброкачественную продукцию животноводства. В неблагоприятной экологической обстановке нельзя иметь здоровых животных и полноценной продукции животноводства. Как сами животные, так и продукты животноводства могут служить индикаторами загрязнения окружающей среды радионуклидами.

При планировании направлений специализации сельхозпредприятий необходимо проводить радиоэкологическую оценку производимой продукции. Целенаправленная специализация хозяйств в районах радиоактивного загрязнения территории должна обеспечивать главную цель – получение продуктов питания с низким содержанием радионуклидов.

Результаты радиохимического анализа удельной активности америция-241 и изотопов плутония в органах и тканях КРС из сельхозпредприятия «Стреличево» представлены в таблице 2. Наиболее высокое содержание ^{241}Am наблюдается в костной ткани и достигает 0,84-2,46 Бк/кг. Изотопы плутония также в основном сконцентрированы в костной ткани. Содержание ^{238}Pu , $^{239,240}Pu$ в данных образцах составляет 0,33-1,22 Бк/кг и 0,62-2,69 Бк/кг соответственно. Такое распределение характерно для поступления растворенных соединений трансурановых элементов.

Таблица 2 – Содержание радионуклидов в животноводческой продукции (органы и ткани КРС) сельхозпредприятия «Стреличево», Бк/кг

Орган	Am ²⁴¹ , Бк/кг	Pu ²³⁸ , Бк/кг	Pu ^{239,240} , Бк/кг
зимний период			
Легкое	0,21±0,05	0,14±0,04	0,22±0,06
Печень	0,14±0,04	0,06±0,02	0,14±0,04
Почки	0,08±0,02	0,04±0,01	0,07±0,02
Мышечная ткань	0,09±0,02	0,05±0,01	0,09±0,02
Шерсть с кожей	0,38±0,1	0,11±0,03	0,21±0,05
Костная ткань	0,84±0,2	0,33±0,08	0,62±0,16
Желудок (рубец)	0,56±0,14	0,27±0,07	0,48±0,12
летний период			
Легкое	0,42±0,11	0,21±0,05	0,35±0,09
Печень	0,18±0,04	0,08±0,02	0,15±0,04
Почки	0,10±0,03	0,05±0,01	0,07±0,02
Мышечная ткань	0,14±0,04	0,06±0,02	0,11±0,03
Шерсть с кожей	0,96±0,24	0,12±0,03	0,23±0,06
Костная ткань	1,76±0,4	0,69±0,17	0,74±0,19
Желудок (рубец)	0,85±0,21	0,31±0,08	0,58±0,15

Среди органов отличающихся наиболее высоким содержанием ТУЭ следует отметить легкие: содержание ²⁴¹Am - 0,21-0,42 Бк/кг, ²³⁸Pu - 0,05-0,21 Бк/кг, ^{239,240}Pu – 0,11-0,35 Бк/кг. Это свидетельствует о сохранении ингаляционной составляющей загрязнения животноводческой продукции на отдаленном этапе катастрофы на ЧАЭС. Высокое содержание ТУЭ в желудке (²⁴¹Am - 0,56-0,85 Бк/кг, ²³⁸Pu - 0,27-0,67 Бк/кг, ^{239,240}Pu – 0,15-0,65 Бк/кг) не является показателем радиоактивного загрязнения, т.к. он мог быть наполнен загрязненной радионуклидами пищей.

При прогнозировании содержания радионуклидов в товарной животноводческой продукции следует учитывать коэффициент перехода радионуклида из почвы в данный вид продукции [3].

Коэффициент перехода плутония и америция (таблица 3) из почвы в животноводческую продукцию (органы и ткани КРС) имеет максимальное значение для костной ткани (0,57 - 1,2 по Am²⁴¹, 0,83 - 1,73 по Pu²³⁸, 0,7 - 0,83 по Pu^{239,240}), для желудка (0,38 – 0,58 по Am²⁴¹, 0,68 – 0,78 по Pu²³⁸, 0,54 - 0,65 по Pu^{239,240}). КП для легочной ткани равен 0,14 – 0,29 по Am²⁴¹, 0,35 – 0,53 по Pu²³⁸, 0,25 - 0,39 по Pu^{239,240}.

Таблица 3 - Коэффициенты перехода плутония и америция из почвы в животноводческую продукцию (органы и ткани КРС) сельхозпредприятия «Стреличево», Бк/кг : кБк/м²

Сезон	Орган	Кп Am ²⁴¹	Кп Pu ²³⁸	Кп Pu ^{239,240}
зима	Легкое	0,14	0,35	0,25
	Печень	0,10	0,15	0,16
	Почки	0,05	0,10	0,08
	Мышечная ткань	0,06	0,13	0,10
	Шерсть с кожей	0,26	0,28	0,24
	Костная ткань	0,57	0,83	0,70
	Желудок (рубец)	0,38	0,68	0,54
лето	Легкое	0,29	0,53	0,39
	Печень	0,12	0,20	0,17
	Почки	0,07	0,13	0,08
	Мышечная ткань	0,10	0,15	0,12
	Шерсть с кожей	0,65	0,30	0,26
	Костная ткань	1,20	1,73	0,83
	Желудок (рубец)	0,58	0,78	0,65

Следует отметить, что в летний период коэффициенты перехода плутония и америция из почвы в животноводческую продукцию (органы и ткани) возрастают, что приводит к увеличению содержания ТУЭ в сельхозпродукции. Это свидетельствует о том, что основной вклад в загрязненность сельхозпродукции вносят зеленые корма (трава пастбищ и сеяные травы).

Удельная активность радионуклидов в продукции животноводства может служить показателем загрязнения животных и окружающей среды и использоваться для оценки эффективности мероприятий по предотвращению загрязнений.

Используя реальное или прогнозируемое количество товарной продукции, и зная содержание радионуклидов в ней, можно определить валовой вынос радиоактивности с продукцией. Сравнение существующего и прогнозного выноса радионуклидов с товарной продукцией является основой для выбора наиболее оптимальной стратегии развития при изменении специализации хозяйств.

Проведенные исследования расширяют знания о процессах перехода радионуклидов в пищевые продукты и их роли во внутреннем облучении. Они позволяют с высокой степенью достоверности оценивать и прогнозировать величину удельной активности продукции животноводства, используя информацию о плотностях загрязнения кормовых угодий, без привлечения конкретных данных о результатах измерения уровней загрязнения сельхозпродукции радионуклидами в каждом населенном пункте. Основываясь на полученных данных, представляется возможным прогнозировать ожидаемые уровни загрязнения животноводческой продукции трансурановыми элементами по имеющимся данным о плотностях загрязнения территории. Однако следует иметь влияние изменяющихся почвенных условий на биологическую доступность Рu и Am.

Литература

1. Калмыков, М.В. Радиоактивное загрязнение окружающей среды [Текст] // Калмыков М.В., Михайлов Ю.Я. Ветеринарная патология, 2002. №3. – С. 6-16.
2. Бударков, В.А. Обоснование выбора крупного рогатого скота как одного из референтных организмов в системе окружающей среды от радиации [Текст] // Радиационная биология. Радиоэкология, 2009, том 49, №2. – С.179-185.
3. Агеец, В.Ю. Методические указания по выбору направления специализации сельскохозяйственных организаций на загрязненной радионуклидами территории: Метод. указания/ Агеец В.Ю., Аверин В.С., Мезенко Н.А., Баранов А.А., и др. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2005. – С.51.

УДК 574:539.1.04:621.039.586

СУЧАСНИЙ СТАН ТЕХНОГЕННИХ РАДІОНУКЛІДІВ В БЛИЖНІЙ ЗОНІ ЧАЕС

Липська Алла Іванівна, Ніколаєв Володимир Іванович, Шитюк Віталій Анатолійович, Куліч Надія Владиславівна

Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ

Внаслідок аварійного викиду на ЧАЕС велика кількість радіонуклідів в різних фізико-хімічних формах потрапила в навколишнє середовище, що призвело до радіоактивного забруднення значних територій України. Основним джерелом поверхневого радіоактивного забруднення Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) є різні види техногенних новоутворень: радіоактивні частинки змішаного складу, радіоактивні аерозолі та інші. Істотний внесок в забруднення 10-км зони вносять паливовмісні частинки. За час після аварії радіоактивні випадіння суттєво трансформувались під впливом природно-кліматичних факторів, фізико-хімічних перетворень та деструкції паливних частинок, що призводять до збільшення мобільних і біологічних форм радіонуклідів.

Відомо [1-3], що співвідношення мобільних і фіксованих форм радіонуклідів в ґрунтах визначає їх поведінку в наземних екосистемах. Кількісне визначення міграційно-активних форм техногенних радіонуклідів в ЧЗВ представляє актуальну наукову та практичну задачу.

Робота присвячена аналізу радіаційно-екологічного стану в ближній зоні ЧАЕС за результатами комплексного дослідження фізико-хімічних форм знаходження радіонуклідів в ґрунтово-рослинних комплексах.

Матеріали та методи досліджень

Комплексні радіоекологічні дослідження включали польові, лабораторні та γ - і β -спектрометричні. Об'єктами досліджень були зразки ґрунту, рослинності та лісової підстилки. Відбір зразків проводили на території природних полігонів ближньої зони ЧАЕС в 2012-2013 р.р., з одночасним дозиметричним обстеженням території. Характер і величину вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунтовому профілі вивчали пошарово 0-2 см, 2-4 см, 4-7см, 7-10 см, 10-15 см, 15-20 см, 25-30 см. Ґрунт відбирали методом конверту за допомогою розбірного пробовідбирача. Рослини та підстилку для досліджень відбирали в місцях відбору зразків ґрунту.

Після стандартної лабораторної підготовки дослідних зразків проводили їх γ - та β -спектрометрію.

Форми знаходження радіонуклідів в ґрунтах та рослинності визначали за допомогою методів послідовного хімічного екстрагування [4, 5]. Екстракцію фракцій радіонуклідів в пробах ґрунту проводили в наступній послідовності: дистильованою H_2O (водорозчинна форма), 1М CH_3COONH_4 (обмінна і легкорозчинна форма), 1М HCl (рухлива), 6М HCl (кислоторозчинна). Зв'язок радіонуклідів з органічною речовиною ґрунту вивчали за методом [6]. Співвідношення твердої та рідкої фаз для ґрунту складало 1:5, для рослин 1:10. В рослинах визначали наступні форми: обмінно-адсорбційну, органічну та мінеральний залишок. Радіонукліди, що перейшли в контактний розчин відносили до "рухливих" форм, а ті, що залишились в мінеральному залишку до "необмінних".

Вимірювання радіоактивних зразків проводили на γ -спектрометрі CANBERRA та β -спектрометрі «СЕБ-50». Обробку спектрів здійснювали за допомогою програми WINSPECTRUM та модифікованої програми «Beta fit» [7]. Похибка вимірювання значень активностей γ -випромінювання не перевищувала 5-7%, а β – 15 – 20 %.

Результати досліджень

Територія дослідного полігону Янів знаходиться на відстані ~ 3 км від аварійного енергоблоку ЧАЕС. На полігоні переважають дерново-слабопідзолисті піщані ґрунти. Кислотність ґрунтів на реперних ділянках була $pH=5,5-6,0$. Травостій на пониженнях – густий, в основному осоковий. На сухих місцях – бідна злакова рослинність та зарості вересу.

На території спостерігали значну плямистість забруднення радіоактивними викидами. При проведенні радіометричних досліджень встановлено, що потужність експозиційної дози γ -випромінювання була в межах від 600 до 5000 мкР/год. Питома активність ^{137}Cs , ^{90}Sr та ^{241}Am верхнього шару ґрунту в різних точках відбору різнились у 4-6 разів. Базуючись на даних спектрометричних досліджень, розраховано щільність забруднення території: ^{137}Cs $13\div 62$ МБк/м², ^{90}Sr $2,7\div 15,6$ МБк/м², ^{241}Am $0,5\div 1,6$ МБк/м².

Досліджено вертикальний розподіл радіонуклідів у ґрунтах. Через 26 років після аварії основна частина радіонуклідів все ще залишається в верхньому десяти сантиметровому шарі ґрунту. Згідно з експериментальними даними основний вміст радіонуклідів сконцентрований у кореневмісному шарі ґрунту. На глибині 20 см знаходиться не більше 1–5% ^{137}Cs , 2–8% ^{90}Sr та 0,3–0,8% ^{241}Am від загальної активності в ґрунті.

В результаті проведеного регресійного аналізу отримано експоненційну залежність, що дозволяє оцінити стан профільної міграції радіонуклідів. Концентраційні зміни радіонуклідів по профілю ґрунту можна досить точно описати: $A(x) = A_0 \times \exp(-\lambda x)$, де A_0 - активність радіонукліда у верхньому шарі ґрунту (кБк/кг); $A(x)$ - активність радіонукліда у дослідному шарі ґрунту (кБк/кг); λ – постійна, що характеризує міграційну здатність радіонукліда і залежить від фізико-хімічних властивостей радіонукліду та типу ґрунту; x - глибина (см).

Визначено значення λ для окремих радіонуклідів: ^{137}Cs ($\lambda=0,30$ см⁻¹), ^{90}Sr ($\lambda=0,45$ см⁻¹), ^{241}Am ($\lambda=0,33$ см⁻¹). Це дозволяє проводити прогностичні оцінки вертикальної міграції по профілю ґрунту використовуючи λ та активність радіонуклідів A_0 в поверхневому шарі ґрунту.

Досліджено особливості накопичення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr рослинами - типовими представниками даної території. Вміст ^{137}Cs в рослинах був в межах 280 – 870 кБк/кг, а ^{90}Sr змінювався від 252 до 575 кБк/кг. Інтенсивність переносу радіонуклідів з ґрунту в рослини оцінювали за величиною коефіцієнтів накопичення K_n (відношення питомої активності радіонукліда в надземній частині рослини до питомої активності у ґрунті). Значення K_n визначається видовою приналежністю рослин, типом ґрунту, на якому вони зростають та вмістом радіонуклідів у ґрунті (табл. 1).

Таблиця 1. Коефіцієнти накопичення радіонуклідів різними видами рослин

Вид	K_H	
	^{137}Cs	^{90}Sr
<i>Carex L.</i> Осока	0,21	0,58
<i>Stipa L.</i> Ковила	0,40	0,55
<i>Polýtrichum commune L.</i> Зозулин льон	3,89	1,35
<i>Calluna vulgaris L.</i> Верес	0,91	1,37

По рівню зростання K_H ^{137}Cs рослини складають ряд: мох > верес > ковила > осока, а ^{90}Sr - верес > мох > осока > ковила.

Величина надходження радіонуклідів з ґрунту в рослини залежить від багатьох факторів. Серед них: фізико-хімічні властивості радіонуклідів, властивості ґрунту, біологічні особливості рослин, гідрометеорологічні умови та інші. Система “ґрунт-рослина” є найбільш важливою ланкою в біологічних ланцюгах міграції радіонуклідів. Вміст радіонуклідів у рослинності визначається як загальним вмістом їх у ґрунті, так і кількістю мобільних форм. Важливу роль в надходженні радіонуклідів до рослин відіграють радіонукліди в біологічнодоступних формах, що знаходяться в ґрунтовому розчині.

За допомогою методу послідовної екстракції визначено форми знаходження радіонуклідів в ґрунтах дослідних ділянок. Встановлено, що основний вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в ґрунтах знаходиться в необмінних та фіксованих формах, і лише ~20 % радіонуклідів - в біологічнодоступних формах. В таблиці 2 наведено розподіл форм радіонуклідів в ґрунтах. Такий розподіл, ймовірно, обумовлений тим, що значна частина радіонуклідів в ґрунтах все ще знаходиться в складі паливних частинок і слабо вилугується контактними розчинами. Слід зазначити, що у приповерхневих шарах ґрунту (2-5 см) спостерігали збільшення в 2-4 рази легкодоступних форм радіонуклідів ^{90}Sr , ймовірно, за рахунок переміщення міграційноактивних форм. Що ж стосується ^{137}Cs та ^{241}Am , то таких змін ми не реєстрували.

Таблиця 2. Форми радіонуклідів в ґрунтах дослідного полігону

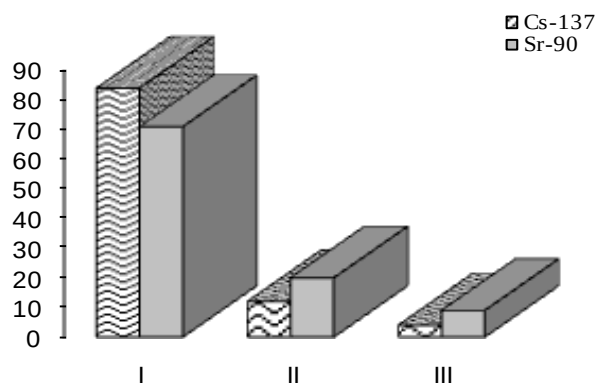
Форми радіонуклідів	^{137}Cs , %	^{90}Sr , %	^{241}Am , %
Водорозчинна	0,20 ± 0,01	0,25 ± 0,05	0,5 ± 0,2
Обмінна	0,31 ± 0,02	9,35 ± 0,8	1,0 ± 0,5
Зв'язані з органічною речовиною	0,49 ± 0,03	2,4 ± 0,45	7,0 ± 0,2
Рухлива	2,5 ± 0,5	7,5 ± 0,7	45 ± 5
Кислоторозчинна	12,5 ± 1,5	2,5 ± 0,5	20 ± 2
Мінеральний залишок	84 ± 5	78 ± 8	26,5 ± 3

Проведені лабораторні дослідження процесів вилугування радіонуклідів з проб ґрунту розчинами різного складу. У якості контактних розчинів використовували нерадіоактивні водні витяжки листяного опаду (рН=5,5) та хвої (рН=4,7), а також дистильовану воду (рН=6,8). Максимальну ступінь вилугування радіонуклідів з ґрунту відмічали при використанні водної витяжки листяного опаду. Кількість радіонуклідів в водних витяжках ґрунту зростає в ряду дистильована вода < хвоя < листяний опад. Збільшення виходу (в 3-5 раз) радіонуклідів з ґрунту в контактний розчин (рослинні витяжки), ймовірно, зумовлено присутністю різних органічних кислот, що впливають на трансформацію хімічних сполук, до складу яких входять радіонукліди.

При проведенні спектрометричних досліджень екстрагованих фракцій радіонуклідів з біомаси рослин встановлено, що в рослинах радіонукліди переважно знаходяться в обмінно-адсорбційній та органічній формах (85-90%). Розподіл радіонуклідів по фракціях не залежав від рівня накопичення активностей ^{137}Cs і ^{90}Sr в рослинах. На рисунку 1 представлено форми знаходження радіонуклідів в рослинах.

Отже, значна частина радіонуклідів після відмирання рослин може активно включатись в кругообіг речовин як абіогенний, так і біогенний.

Нами досліджено вміст радіонуклідів у лісовій підстилці. Активність ^{137}Cs в підстилці в різних місцях відбору була в межах 474- 790 кБк/кг, а активність ^{90}Sr змінювалась від 400 до 600 кБк/кг.



Форми: I - обмінно-адсорбційна; II – органічна; III - мінеральний залишок

Рис. 1. Форми знаходження ^{137}Cs та ^{90}Sr в рослинах

В модельних експериментах досліджено залежність виходу водорозчинних форм радіонуклідів з лісової підстилки від часу вилугування. У якості контактної речовини використовували дистильовану воду (імітатор дощової). Протягом 15 діб спостерігали поступове зростання активності радіонуклідів, що перейшли в контактний розчин. За час спостереження радіоактивність контактного розчину збільшилась майже в 2 рази. Отже, в лісних екосистемах, в низинах, де тривалий час може затримуватись дощова вода (опаді) лісова підстилка стає істотним джерелом мобільних форм радіонуклідів. Мобільні радіонукліди, що вийшли з лісової підстилки легко мігрують, за рахунок конвективного переносу, до кореневовмісного шару ґрунту і в подальшому залучаються до біологічного кругообігу. Отже, надмірна вологість - важливий фактор, що впливає на міграційну здатність радіонуклідів.

Висновки

В результаті проведених досліджень встановлено:

- територіальну нерівномірність забруднення дослідного полігону радіоактивними викидами;
- ізотопний склад техногенних радіонуклідів в ґрунтах і рослинності;
- основний вміст радіонуклідів сконцентрований в кореневмісному горизонті ґрунту;
- в ґрунтах ~20 % радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr знаходяться в доступній для рослин формах;
- в рослинах та підстилці переважають обмінно-адсорбційна та органічна форми (90-95 %), що являють собою додаткове джерело біологічнодоступних форм радіонуклідів.

Література

1. Иванов Ю. А., Левчук С. Е., Киреев С. И., и др. Подвижность радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах отчужденных территорий // Ядерная физика та энергетика. - 2011. - Т. 12. - № 4. - С. 375 - 384.
2. Kashparov V.A., Lundin S.V., Khomutinin Yu.V. et.al. Soil contamination with ^{90}Sr mobility in the Chernobyl accident // Journal of Environment Radioactivity. - 2001. - Vol. 56. - No 3. - P. 285 - 298.
3. Prister B.S., Baryakhtar V.G., Perepelyatnikova L.V. et al. Experimental Substantiation and Parameterization of Model Describing ^{137}Cs and ^{90}Sr Behavior in a Soil-Plant System // Environmental Science and Pollution Research. -2003. - Special Issue 1. - P. 126 - 136.
4. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. / Ф.И. Павлоцкая. - М. : Атомиздат, 1974. - 215 с.
5. Горяченкова Т.А., Казинская И.Е., Лавринович Е.А. и др. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах. /Материалы IV Междунар. конф. (Томск 4-8 июня 2013 г.) Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. - Томск: Изд-во Томского политех. ун.-та.- 2013.- 151-154.
6. Д.С. Орлов. Химия почв. Изд-во Московского Университета.- 1992.- С.399.
7. Желтоножская М.В., Кулич Н.В., Липская А.И.,и др. Новые методические подходы к одновременному измерению активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в объектах окружающей среды // Ядерная физика та енергетика. - 2012. -Т. 13. - № 4. -С. 403-408

ПОРІВНЯННЯ РАДІОМОДИФІКУЮЧИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ КАНАБІНОЇДНОГО ПРЕПАРАТУ N-СТЕАРОЇЛЕТАНОЛАМІНУ ЗА РІЗНИХ УМОВ ЙОГО ЗАСТОСУВАННЯ В ЕКСПЕРИМЕНТІ

Атаманюк Н. П.¹, Дерев'янюк Л. П.¹, Талько В. В.¹, Родіонова Н. К.¹, Шелковський М. В.¹,
Косякова Г. В.², Мегедь О. Ф.², Гула Н. М.², Чумак А. А.¹

¹Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України», Київ

²Інститут біохімії ім. О. В. Палладіна НАН України, Київ

В умовах погіршення стану оточуючого середовища зростає кількість захворювань, небезпечних для життя і здоров'я людини. В зв'язку з цим наукова розробка нових методів і засобів, спрямованих на збереження здоров'я населення, профілактику і лікування, є одним з пріоритетних завдань в галузі медицини і біології. Значна увага в цьому напрямку звернута до препаратів, діючою речовиною яких є канабіноїди. Встановлені канабіміметичні властивості малополярних біологічно активних ліпідів N-ацилетаноламінів (NAE) [1–3]. Виявилось, що N-ацилетаноламіни з насиченим ацилом мають канабіміметичні властивості і можуть бути використані для розробки лікарських засобів з цитопротекторним механізмом дії, оскільки здатні впливати на біохімічні процеси, які лежать в основі патогенезу багатьох захворювань. Встановлено кардіопротекторний, антиаритмічний, нейропротекторний вплив N-ацилетаноламінів. Отримані результати свідчать також про антиоксидантну, пряму мембранотропну та мембранопротекторну дію досліджених сполук. На сьогодні механізми біологічної дії N-ацилетаноламінів широко досліджуються в багатьох лабораторіях світу. Виявлено, що ці мінорні ліпіди реалізують свій вплив через взаємодію з різними сигнальними системами і відіграють важливу роль у регуляції обмінних процесів в організмі.

Показано, що NAE з насиченими ланцюжками, зокрема, N-стеароїлетаноламін (NSE) може пригнічувати ріст пухлин, підвищувати активність ферментів антиоксидантної системи і гальмувати накопичення продуктів перекисного окислення ліпідів [4–6]. Це стало основою для вивчення радіомодифікуючих властивостей NSE.

Дія іонізуючої радіації сприяє утворенню в тканинах великої кількості вільнорадикальних сполук, призводить до активації процесів перекисного окислення ліпідів, зниження активності антиоксидантної системи (АОС), що детермінує ураження більшості біологічних молекул, порушує синтез ДНК, руйнує структуру мембран [7]. Кінцеві продукти перекисного окислення ліпідів (ТБК-активні продукти) утворюються при деструкції поліненасичених жирних кислот за дії гідропероксидів з утворенням великої кількості карбонільних сполук, в тому числі малонового діальдегіду (МДА), який є біомаркером вільнорадикального перекисного окислення ліпідів (ПОЛ). Стан ПОЛ складає предмет вивчення у численних експериментальних та клінічних дослідженнях, свідчить про важливу роль визначення вмісту його первинних та вторинних продуктів у тканинах організму як індикаторів радіаційних ефектів [8–10]. Шкідливому ефекту вільних радикалів протидіє антиоксидантна система, сполуки якої здатні нейтралізувати вільні радикали. Порушення збалансованого функціонування про- та антиоксидантної систем призводить до збільшення концентрації активних форм кисню (АФК) і виникнення оксидантного стресу [11].

Рівень продуктів перекисного окислення ліпідів, зокрема МДА, є найбільш загальним показником для визначення ступеня радіаційного впливу [8]. Важливу роль у попередженні зростання надмірної продукції активних форм кисню відіграє, в першу чергу, фермент антиоксидантної системи каталаза. Експериментальні дані про активність ферментів-антиоксидантів дають можливість оцінювати стан антиоксидантної ферментативної системи в організмі дослідних тварин. Визначення активності ферментів антиоксидантної системи стало традиційним в сучасних експериментальних дослідженнях [12]. Важливим показником функціонального стану статеві системи в умовах тотального опромінення є концентрація статевих гормонів.

Метою наших досліджень було виявити радіомодифікуючу дію канабіноїдного препарату NSE в експериментах на щурах в різних схемах його застосування за показниками стану про- та антиоксидантної систем і вмістом статевих гормонів.

Дослідження проведені на 120 білих лабораторних щурах обох статей масою 180–200 г. Тварин утримували у віварії на стандартному раціоні і доступі до води. Розподіл їх по групах здійснювали у відповідності до умов експерименту. В експерименті на самках тварин опромінювали в дозі 2,0 Гр.

Препарат в дозі 50 мг/кг вводили щоденно, перорально протягом 7 діб до або після опромінення. Самців щурів опромінювали в дозі 6,0 Гр, NSE вводили перорально в дозі 10 мг/кг також щоденно протягом 7 діб до або після опромінення. Тварин опромінювали одноразово тотально на радіотерапевтичному апараті „Тератрон” (Канада), (джерело – ^{60}Co , потужність експозиційної дози $4,39 \cdot 10^{-4}$ Кл/кг·с). Контролем для всіх груп тварин слугували інтактні щури відповідної статі, віку і маси. Через 7 та 14 діб щурів виводили з експерименту шляхом миттєвої декапітації гільйотиною. В плазмі крові щурів визначали концентрацію ТБК-активних продуктів (малонового діальдегіду – МДА), активність ферментів антиоксидантної системи (каталази, СОД, глутатіонпероксидази). Для оцінки функціональних змін в гонадній системі досліджували концентрацію статевих гормонів (прогестерону, естрадіолу, тестостерону) в плазмі крові щурів. В роботі з тваринами дотримувались положень Європейської конвенції, прийнятої у Страсбурзі (1986 р). Експериментальні дані обробляли загальноприйнятими методами варіаційної статистики. Для перевірки статистичного значення отриманих даних використовували параметричний t-критерій Стюдента за допомогою пакету прикладних програм Statistica 5,0 [13,14].

У дослідженнях, проведених на самках щурів, встановлено, що введення NSE в дозі 50,0 мг/кг маси тіла при одноразовому зовнішньому опроміненні в дозі 2,0 Гр, призводить до гальмування процесів ПОЛ у опромінених тварин. Введення NSE самкам щурів перед їх опроміненням призводило до достовірного зниження концентрації ТБК-активних продуктів, концентрації прогестерону; підвищення активності глутатіонпероксидази і концентрації естрадіолу відносно цих показників у опромінених тварин.

Введення NSE щурам після опромінення також призводило до достовірного зниження концентрації ТБК-активних продуктів, підвищення активності каталази, глутатіонпероксидази та концентрації естрадіолу відносно показників опромінених тварин.

За змінами досліджуваних показників (зниження концентрації ТБК-активних продуктів, збільшення активності каталази, глутатіонпероксидази, концентрації статевих гормонів) виявлені радіозахисні властивості NSE при введенні препарату як до, так і після тотального опромінення самок щурів в дозі 2,0 Гр.

Дослідження, проведені на самцях щурів, показали, що введення NSE в дозі 10,0 мг/кг маси тіла при одноразовому зовнішньому опроміненні в дозі 6,0 Гр, не призводить до стійких змін досліджуваних показників у вибрані терміни. Так, введення NSE до та після опромінення сприяло достовірному зниженню концентрації ТБК-активних продуктів на 7-му добу порівняно з показником опромінених тварин, проте на 14-ту добу достовірної різниці в показниках груп порівняння не спостерігалось. Дослідження впливу NSE (10 мг/кг) на активність каталази у плазмі крові самців щурів, опромінених в дозі 6,0 Гр, також показало нестійкі зміни показника порівняно з показником опромінених тварин, тобто, достовірне збільшення активності каталази спостерігалось лише на 7-му добу спостереження. Не виявлено достовірного впливу NSE в обох схемах введення на зміну концентрації тестостерону відносно показника опромінених самців щурів. Таким чином, в умовах даного співвідношення величини факторів впливу (опромінення в великій дозі – 6,0 Гр – і введення NSE в незначній дозі – 10,0 мг/кг) радіомодифікуючі властивості препарату мають нестійкий характер. Його недостатньо для стійкої компенсації порушення окисного гомеостазу, який при опроміненні виходить за межі контрольованого процесу.

Висновки.

1. За змінами досліджуваних показників (активністю каталази, СОД, глутатіонпероксидази, концентрацією ТБК-активних продуктів, прогестерону, естрадіолу) виявлені радіозахисні властивості канабіноїдного препарату NSE при введенні його самкам щурів в дозі 50 мг/кг (перорально, щоденно упродовж 7 діб) як до, так і після одноразового тотального опромінення в дозі 2,0 Гр .

2. В умовах введення NSE самцям щурів в дозі 10 мг/кг (перорально, щоденно упродовж 7 діб) до або після їх опромінення в дозі 6,0 Гр радіомодифікуючі властивості препарату мають нестійкий характер.

ЛІТЕРАТУРА

1. N-ацилетаноламіни – новий клас природних адренотропних модуляторів / О. Д. Жуков [та ін.] // Укр. біохім. журн. – 2000. – Т. 72, № 2. – С. 24–27.
2. Влияние N-ацилэтанолamines и различных антимитотических агентов на апоптотическую фрагментацию ДНК в условно-нормальной и опухолевой ткани надпочечников человека / Н. Костюченко [и др.] // Эксперим. онкология. – 2005. – Т. 27, № 3. – С. 45–49.

3. Хаспеков, Л. Г. Эндогенная каннабиноидная система и ее защитная роль при ишемическом и цитотоксическом повреждении нейронов головного мозга / Л. Г. Хаспеков, М. Ю. Бобров // Нейрохимия. – 2006. – Т. 23, № 2. – С. 85–105.
4. Імуномодулюючий вплив N-стеароїлетаноламіну в опромінених щурів [Текст] / Н. Л. Кіндрук [та ін.] // Сучасні проблеми експериментальної біології. – К., 2009. – С. 33–39.
5. Вплив N-стеароїлетаноламіну на ліпідні компоненти мікросом печінки та серця за дії на щурів іонізуючого випромінювання [Текст] / М. В. Артамонов [та ін.] // Укр. біохім. журн. – 2003. – Т. 75, № 4. – С. 81–90.
6. N-стеароїлетаноламін гальмує ріст та метастазування карциноми Льюїс та модулює ліпідний склад легеневої тканини у мишей за канцерогенезу [Текст] / Н.М.Гула [та ін.] // Укр. біохім. журн. – 2006. – Т. 78, № 1. – С. 135–142.
7. Барабой, В. А. Перекисное окисление и радиация / В. А. Барабой, В. Э. Орел, И. М. Карнаух. – К. : Наук. думка, 1991. – 54 с.
8. Фурдичко, Л. О. Зміни параметрів пероксидного окиснення ліпідів у крові щурів за дії високих доз іонізуючого випромінювання / Л. О. Фурдичко // Експерим. та клініч. фізіологія і біохімія. – 2007. – № 4 – С. 33–35.
9. Роль антиоксидантного статусу в формуванні наслідків біологічного впливу низькоінтенсивного іонізуючого випромінювання в малій дозі / Л. Н. Шишкіна, Е. В. Кушнірева, О. Ф. Беспалько [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2000. – Т. 40, № 2. – С. 162–167.
10. Данко, І. М. Інтенсивність процесів перекисного окиснення та активність ферментів антиоксидантної системи крові тварин, що зазнали тривалого впливу низьких доз радіації / І. М. Данко, М. Й. Данко // Доп. Нац. АН України. – 1999. – № 8. – С. 149–152.
11. Ретроспективний аналіз стану перекисного окиснення ліпідів та окисної модифікації білків в учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС у різні періоди після опромінювання / Л. М. Овсяннікова, А. А. Чумак, А. В. Кубашко, С. М. Альохіна, О. В. Носач, Л. І. Шеденко // Проблеми радіаційної медицини та радіобіології : Зб. наук. праць. – 2009. – К. : ДІА. – Вип. 14. – С. 213–220.
12. Котеров, А. Н., Сидорович Г. И. Разнонаправленное изменение антиоксидантной активности в плазме (сыворотке) крови млекопитающих после воздействия радиации в большой и малой дозе // Радиационная биология. Радиоэкология, 2009. – Т. 49, № 6. – С. 671 – 680.
13. Лапач, С. Н. Статистические методы в медико-биологических исследованиях с использованием Excel / С. Н. Лапач, А. В. Чубенко, П. Н. Бабич. – 2-е изд. – К. : МОРИОН, 2001. – 408 с.
14. ГОСТ 8.207–76 Прямые измерения с многократными наблюдениями. Методы обработки результатов наблюдений. – Л. : Изд-во стандартов, 1985. – 10 с.

УДК 311.1: 504

ПРОГНОЗУВАННЯ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ НАСЕЛЕННЯ ЗА ВЕЛИЧИНОЮ ПИТОМОГО РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПРИРОДНОГО ТРАВСТОЮ ТЕРИТОРІЇ НАРОДИЦЬКОГО РАЙОНУ

Лукомський О.М.

Житомирський національний агроекологічний університет

Постановка задачі. Використання населенням забрудненої радіонуклідами сільськогосподарської продукції є одним з основних джерел його опромінювання. Для зниження впливу іонізуючого випромінювання на людину потрібно здійснювати науково обґрунтовану систему заходів щодо отримання сільськогосподарської продукції, вміст радіонуклідів у якій щоб не перевищував встановлені допустимі рівні. Підґрунтям для цього є виявлення основних закономірностей поведінки радіонуклідів в системі «грунт-трав-продукція».

Продукти тваринництва, як важливий інгредієнт харчування, належить до основних джерел надходження радіонуклідів в організм людини. У зв'язку з цим потрібно знати основи нормування надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин і тваринницьку продукцію.

Основним завданням нормування надходження радіонуклідів у тваринницьку продукцію є регулювання її забруднення радіоактивними речовинами відповідно до ДР-2006, або їх похідними – допустимими і контрольними рівнями вмісту радіонуклідів у продуктах харчування.

На основі контрольного рівня вмісту ^{137}Cs в молоці та м'ясі за допомогою формул, наведених у праці Б.С. Прістера та ін. [4], можна розрахувати межу допустимого надходження радіонуклідів у раціон сільськогосподарських тварин, середню допустиму концентрацію їх у кормах і допустимі щільності забруднення сільськогосподарських угідь для вирощування кормів, отримання продукції тваринництва.

Межу допустимого надходження (МДН) радіонуклідів в раціон тварин при відомих допустимих рівнях вмісту (ДРВ) радіонуклідів в молоці і м'ясі, відомих коефіцієнтів переходу з кормів в ці продукти розраховують за формулою:

$$МДН = \frac{ДРВ \cdot 100}{K_{\Pi}} \quad (1)$$

Де МДН – межа допустимого надходження радіонукліду з раціонів тварини, Бк;

ДРВ – допустимий рівень радіонукліду в молоці (Бк/л) або м'ясі (Бк/кг);

K_{Π} – величина переходу радіонукліду з кормів в одиницю продукції, % добового надходження.

Визначивши МДН радіонуклідів у раціоні тварин, можна розрахувати середню допустиму концентрацію їх у кормах:

$$СДК = \frac{МДН \cdot f}{n} \quad (2)$$

СДК – середня допустима концентрація радіонукліду в кормі, Бк/кг;

МДН - межа допустимого надходження радіонукліду з раціонів тварини, Бк;

f – частка радіонукліду, що виноситься з кормовим продуктом ($f=1$);

n – маса кормового продукту, що споживається за добу, кг.

Розрахунковий метод оцінки імовірності ризику по варіації значень його індикатора [1] виходить із наступних припущень. Якщо для індикатора ризику X заданий деякий діапазон значень, вихід за межі якого свідчить про настання небажаних змін екосистеми, то імовірність цієї події (тобто ризику) буде тим менше, ніж ширший цей діапазон; чим далі від його меж ($X_{\max}$ і $X_{\min}$) перебуває значення індикатора ризику X_i , чим менша варіація цих значень протягом заданого тимчасового інтервалу, або заданої площі території. Виходячи з цього, імовірність того, що значення індикатора ризику X будуть перебувати в межах діапазону їхніх припустимих змін, можна визначити як:

$$q_x(\Delta t) = p(x_{\min} < x_i < x_{\max}) = \int_{x_{\min}}^{x_{\max}} f(x_i) dx_i \quad (3)$$

$q_x(\Delta t)$ – імовірність знаходження значень екологічного індикатора X у межах заданої норми протягом тимчасового інтервалу t ; $x_{\min}, x_{\max}$ - відповідно нижнє і верхнє значення індикатора ризику X , що обмежують діапазон його екологічно припустимих значень; $f(x)$ – щільність розподілу X .

Якщо немає інших припущень, розподіл значень екологічного індикатора X можна умовно прийняти як Гауссове (що для попередньої оцінки ризику припустиме), тоді попередній вираз приймає вигляд:

$$q_x = q(x_{\min} < x_i < x_{\max}) = \Phi\left(\frac{x_{\max} - \bar{x}}{\sigma_x}\right) - \Phi\left(\frac{x_{\min} - \bar{x}}{\sigma_x}\right) \quad (4)$$

Φ – функція нормованого нормального розподілу;

σ_x – оцінка середнього квадратичного відхилення величини X .

Якщо ризик полягає в тому, що значення індикатора ризику X перевищить критичне значення $X_{\max}$, то формула (2) прийме вигляд:

$$q_x = q(x < x_{\max}) = \Phi\left(\frac{x_{\max} - \bar{x}}{\sigma_x}\right) \quad (5)$$

Імовірність виникнення екологічного ризику виду X оцінюється у такий спосіб:

$$p_x = 1 - q_x \quad (6)$$

За допомогою коефіцієнтів переходу (K_{II}) в системі «раціон-тваринницька продукція» та добового споживання природних трав (50 кг/голову), можливо теоретично розрахувати середню допустиму концентрацію (СДК) травостою (табл. 1), споживання якого не призведе до перевищення межі допустимого надходження (МДН), та відповідно до перевищення ДР-2006. Так, K_{II} для ^{90}Sr в яловичину становить 0,08%, а для молока – 0,14%, для ^{137}Cs – 4% та 1% відповідно [3].

Таблиця 1. Межі допустимого надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr з раціоном при відомих рівнях вмісту радіонуклідів в продуктах харчування [2,3,4]

Продукт	Допустимий рівень вмісту нукліду в продукті харчування (ДР-2006), Бк/кг (л)		Коефіцієнт переходу в продукцію (K_{II}), % від добового надходження		Межа допустимого надходження з раціоном тварин (МДН), кБк/раціон		Середня допустима концентрація радіонукліду в кормі (СДК), Бк/кг	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Молоко	100	20	1,0	0,10	10,0	20,0	200	400
Яловичина	200	20	4,0	0,06	5,0	33,3	100	667

Розрахунками встановлено, що середня допустима концентрація (СДК) травостою (критичне значення X_{max}) для отримання яловичини в межах ДР-2006 для ^{137}Cs становить 100 Бк/кг та для ^{90}Sr – 667 Бк/кг, для отримання молока – 200 та 400 Бк/кг відповідно.

Імовірність ризику перевищення критичного значення X_{max} для травостою коливається в межах від 0,27 до 1. За величиною імовірності ризику ґрунтовий покрив утворює наступний спадний ряд: Дерново-глейовий супіщаний ґрунт на воднольодовикових відкладах, іноді на морені (1) > Дерново-підзолистий піщаний ґрунт та його глеюваті відміни на воднольодовикових відкладах підстелених мореною слабохвилястих дренажних зандрових рівнин (0,9966) > Дерново-підзолистий піщаний глейовий ґрунт сезонно-перезволожених знижених хвилястих рівнин і терас з неглибокими ґрунтовими водами (0,986) > Торфово-болотний ґрунт (0,976) > Дерново-слабопідзолистий глинисто-піщаний ґрунти на рихлих піщаних наносах (0,27).

Таблиця 2. Імовірність ризику перевищення ДР-2006 продукції тваринництва

Назва ґрунту	Параметри						
	Питома активність травостою, Бк/кг		Середньоквадратичне відхилення питомої активності, Бк/кг		Коефіцієнт варіації, %		Імовірність ризику перевищення ДР -2006 по молоку (^{137}Cs), %
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	
1*	$\frac{70-887^{**}}{307}$	$\frac{9-27}{16}$	48,84	1,29	15,88	7,99	99
2	$\frac{70-993}{262}$	$\frac{8-32}{14}$	64,71	1,62	24,66	11,34	27
3	$\frac{128-993}{396}$	$\frac{9-32}{17}$	72,36	1,94	18,29	11,13	100
4	$\frac{156-887}{431}$	$\frac{8-27}{18}$	48,88	1,32	11,33	7,49	100
5	$\frac{74-887}{400}$	$\frac{9-26}{17}$	101,23	2,30	25,28	13,56	98

*Примітка: 1 – Дерново-підзолистий піщаний глейовий ґрунт сезонно-перезволожених знижених хвилястих рівнин і терас з неглибокими ґрунтовими водами; 2 - Дерново-слабопідзолистий глинисто-піщаний ґрунти на рихлих піщаних наносах; 3 - Дерново-підзолистий піщаний ґрунт та його глеюваті відміни на воднольодовикових відкладах підстелених мореною слабохвилястих дренажних зандрових рівнин; 4 - Дерново-глейовий супіщаний ґрунт на воднольодовикових відкладах, іноді на морені; 5 - Торфово-болотний ґрунт.

** - у чисельнику діапазон значень, у знаменнику середнє арифметичне значення діапазону.

Імовірність перевищення ДР-2006 яловичини за ^{137}Cs при вирощуванні ВРХ становить 100%, ймовірність перевищення ДР-2006 молока та яловичини за ^{90}Sr - відсутня.

Висновки:

Оцінка ризику перевищення дозового навантаження населення за варіацією радіоактивного забруднення природного травостою зони безумовного (обов'язкового) відселення Народицького району свідчить про те, що молоко, вміст радіонуклідів в якому не перевищує ДР-2006, можна отримати на дерново-слабопідзолистому глинисто-піщаний ґрунті (27%), на решті розглянутих ґрунтових відмінах імовірність перевищення становить 100%.

Яловичина, якість якої за вмістом радіонуклідів, відповідає ДР-2006, можливо отримати на всіх ґрунтових відмінах, за умови годівлі перед забоєм протягом 45-60 днів "чистими" кормами.

Література:

1. Гродзінський М.Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. – К.: Лікей, - 1995.
2. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006): Державні гігієнічні нормативи. - Київ: Чорнобильінформ, 2006. - 24 с.
3. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., Корнеева Н.В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. – М.: «Колос», 1977. – 208 с.
4. Пристер Б.С. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины. – К.: Изд-во ЦПЕР в АПК, 1999. – 104 с.

УДК 613.292:616-084-053.4:614.876(477.41/.42)

ПРОФИЛАКТИКА ЭСSENЦИАЛЬНЫХ НУТРИЕНТНЫХ ДЕФИЦИТОВ У ДЕТЕЙ МЛАДШЕГО ВОЗРАСТА, ПРОЖИВАЮЩИХ НА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ УКРАИНСКОГО ПОЛЕСЬЯ

Луценко А.Г., Матасар И.Т., Петрищенко Л.Н.

Национальный научный центр радиационной медицины НАМН Украины

Введение.

Радиоактивное загрязнение пищевого сырья и продуктов питания отрицательно влияет на здоровье населения, проживающего на радиоактивно загрязненных территориях (РЗТ) [1]. В Украине после аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) наблюдаются тенденции к хронизации и росту количества аллергических, онкологических, сердечнососудистых, гастроэнтерологических и других заболеваний [2].

Для РЗТ характерными являются эссенциальные нутриентные дефициты. Сведения относительно пищевого статуса детского населения РЗТ аналогичны общим в детской популяции с учетом особенностей в экологически неблагоприятных регионах [3]. Соответствующие данные получены при обследовании детского населения, пострадавшего от Чернобыльской и Челябинской катастроф, постоянно проживающих возле источников ионизирующей радиации [4].

На фоне неполноценного питания ионизирующая радиация способствует обострению патологии с алиментарным фактором риска и развития экопатологических состояний [5]. Поэтому, именно дети младшего возраста принадлежат к группе риска возникновения синдрома экологической дезадаптации и экопатологии.

У детского населения экономически развитых стран ведущее место в структуре пищевых нарушений занимают эссенциальные дефициты в результате недостаточного экзогенного поступления незаменимых микронутриентов, в первую очередь витаминов и минеральных веществ [6]. Роль витаминов и минералов в детском возрасте особенно велика и это связывают с интенсивностью роста, особенностями развития ребенка, напряженностью обменных процессов в этот период [7].

Эпидемиология эссенциальных пищевых дефицитов среди детского контингента населения имеет региональные, сезонные и социальные особенности. Она отличается в зависимости от уровня

доходов в семьях, традиций и пищевых привычек, доступности пищевых продуктов и рядом других факторов, требующих дифференцированного подхода при разработке мероприятий по коррекции нарушений пищевого статуса. Недостаточное усвоение эссенциальных нутриентов в детском возрасте отрицательно сказывается на состоянии здоровья, физическом и умственном развитии и имеет социальное значение, так как влияет на формирование человека.

Цель исследования - изучение эффективности витаминно-минерального комплекса для профилактики и предупреждения возникновения полинутриентных эссенциальных дефицитов у детей младшего возраста, которые проживают на радиоактивно загрязненных и эндемических по йоду территориях.

Объект исследования - дети от 1-го до 6-ти лет, проживающие в Иванковском районе Киевской области и в г. Киеве.

Методы исследования.

Для изучения обеспеченности организма ребенка эссенциальными нутриентами по внешним фенотипическим признакам использовался спектрально-динамический метод с применением прибора медицинского назначения "КСК-БАРС". Экскрецию йода с мочой определяли по методу, который на сегодня является общепризнанным во всем мире и рекомендованный экспертами ВОЗ.

При оценке профилактического действия витаминно-минерального комплекса (ВМК) нами были применены следующие статистические методы:

- части сравнивались с использованием тестов χ^2 с Йетса (Yates) на непрерывность, или Фишера (Fisher);
- средние значения концентрации йода в ВМК сравнивались с помощью t-теста и дисперсионного анализа;
- медианные концентрации с помощью теста Манна-Уитни (Mann - Whitney);
- концентрации проанализированы с помощью множественной линейной регрессии показателя (то есть, концентрации йода при дальнейшем наблюдении).

Для коррекции недостатков в питании детей младшего возраста, которые проживают на РЗТ, нами, на основании данных эпидемиологических исследований и установленных дефицитов, разработан ВМК, который содержит витамины-антиоксиданты, витамины-коферменты, витамины-стабилизаторы мембранных структур, витамины-регуляторы физиологичных функций, а также микроэлементы.

В 2012 году на территории Иванковского района Киевской области и г. Киеве проведено клиническое исследование по оптимизации витаминно-минерального статуса детей в возрасте от 1 до 3 и от 4 до 6 лет, употреблявших разработанный нами ВМК (таблица 1).

Таблица 1 – Химический состав витаминно-минерального комплекса

Ингредиент	Содержимое в сухой смеси
Витамины:	
ретинол (витамин А)	0,4 мг
кальциферол (витамин D)	0,0048 мг
токоферол (витамин E)	4 мг
аскорбиновая кислота (витамин C)	40 мг
тиамин (витамин B ₁)	0,4 мг
рибофлавин (витамин B ₂)	0,3 мг
пиридоксин (витамин B ₆)	0,4 мг
кобаламин (витамин B ₁₂)	0,5 мкг
фолиевая кислота (витамин B ₉)	0,1 мг
ниацин (никотиновая кислота (витамин PP))	7 мг
пантотеновая кислота (витамин B ₅)	0,02 мг
Минеральные вещества:	
цинк (Zn)	5 мг
железо (Fe)	5 мг
йод (I)	0,05 мг

Результаты.

К началу исследования почти половина родителей обследованных детей сообщила нам, что они употребляют йодированную соль в основной еде, а две трети, что вообще ограничено употребляют

даже обычную соль. Эти два фактора были достаточно хорошо сбалансированы между группами наблюдения.

На основе данных экскреции йода с мочой установлено, что в 80% обследованных детей в возрасте от 1 до 6 лет, проживающих в сельской местности, обеспеченность йодом не соответствовала нижнему уровню физиологических потребностей. При этом у 20% детей установлена легкая степень недостатка йода, у 50% наблюдали умеренный его дефицит, а у 10% детей имела место тяжелая степень йодной недостаточности (содержимое йода в моче не превышает 20 мкг/л).

Суточная экскреция представляет в среднем ($52,40 \pm 5,85$) мкг/л. Установлено, что у 44,5% обследованных городских детей обеспеченность йодом не достигала нижнего уровня физиологических потребностей, в том числе в 16,7% наблюдалась легкая степень йодного недостатка, в 27,8% - умеренный дефицит йода (таблица 2).

Таблица 2 - Содержимое йода в моче у детей в начале исследования и через 2 недели наблюдения

Группы обследованных детей	До начала исследования, мкг/л	Через 2 недели наблюдения, мкг/л
Иванковский район Киевской области, n=27	62,0 (27,6–115,9)	99 (77–112)
г. Киев, n =30	93,5 (48,8–146,3)	103 (86–121)

Приведенные данные свидетельствуют о том, что большинство обследованных нами детей дошкольного возраста, проживающие на РЗТ (Иванковский район Киевской области) были недостаточно обеспечены йодом. У них наблюдался йодный дефицит легкой, средней и тяжелой степени. А у городских детей (г. Киев), почти 45%, наблюдался йодный дефицит легкой и средней степени.

Таким образом, на основании полученных данных можно утверждать, что подавляющее большинство обследованных нами детей дошкольного возраста, которые проживают на РЗТ (Иванковский район Киевской области) и в г. Киеве потребляли недостаточно алиментарного йода.

Эффект использования ВМК определяется как разница между медианой концентрации йода в моче детей, которые употребляли ВМК и проживают в Иванковском районе Киевской области и в г. Киеве.

Так, при низших показателях экскреции йода с мочой у детей Иванковского района Киевской области к началу употребления ВМК (62,0 (27,6 – 115,9) мкг/л) через 2 недели после приема ВМК этот показатель вырос на 59,7% и представлял 99 (77 – 112) мкг/л.

Относительно обследованных детей, которые проживают в г. Киеве, изученный показатель составлял лишь 10,2%, что свидетельствует о более высокой обеспеченности городских детей алиментарным йодом.

Другими, чрезвычайно важными для организма человека микроэлементами, которые содержит разработанный нами ВМК, являются цинк и железо.

Относительно обеспеченности детей минеральными веществами можно утверждать о том, что у обследованного нами контингента в Иванковском районе Киевской области чаще встречался дефицит йода, железа и цинка, чем у лиц, которые живут в г. Киеве (таблица 3).

После проведения алиментарной профилактики уровень обеспеченности железом обследованных детей Иванковского района Киевской области увеличился больше чем на 81,2% и соответствовал их физиологическим потребностям. У детей, которые проживают в г. Киеве этот показатель составлял 86,7%. Профилактический эффект направленный на оптимизацию содержания цинка в организме был несколько выше у детей, которые проживают в Иванковском районе Киевской области и составлял 29,7%.

Таким образом, потребление ВМК с содержанием йода - 50 мкг, железа - 5 мг и цинка - 5 мг существенно влияет на минеральный статус обследованных детей.

Таблица 3 – Обеспеченность микронутриентами обследованного контингента детей до и после проведения профилактических мер

Микро- нутриент	Иванковский район Киевской области, n=27			г. Киев, n=30		
	Количество детей, у которых уровень содержимого нутриента не удовлетворял физиологические потребности					
	до проведения натурных наблюдений	после проведения натурных наблюдений	расхождение показателей, в %	до проведения натурных наблюдений	после проведения натурных наблюдений	расхождение показателей в %
Цинк (Zn)	n=13	N=5	29,7	n=12	n=4	26,7
Железо (Fe)	n=19	N=5	51,8	n=13	n=4	30,0
Йод (J)	n=23	N=1	73,3	n=10	n=1	30,0

Обеспечение витаминами обследованного контингента детей свидетельствует, что наиболее дефицитным был витамин А – у 25 детей Иванковского района Киевской области и 28 обследованных детей в г. Киеве. При этом среди детей Иванковского района Киевской области и детей г. Киева отмечался наибольший уровень обеспеченности витамином В₃ (таблица 4).

После проведения профилактических мероприятий среди обследованных детей уровень витаминов увеличился, однако дефицитным оставался витамин А у 7 из 27 обследованных детей Иванковского района Киевской области и у 9 из 30 в г. Киеве.

Таблица 4 – Обеспеченность витаминами обследованного контингента детей до и после проведения профилактических мероприятий

Наименование витамина	Иванковский район Киевской области, n=27			г. Киев, n=30		
	Количество детей, у которых уровень содержимого нутриента не удовлетворял физиологические потребности					
	до проведения натурных наблюдений	после проведения натурных наблюдений	расхождение показателей, в %	до проведения натурных наблюдений	после проведения натурных наблюдений	расхождение показателей, в %
аскорбиновая кислота (С)	7	1	22,2	11	2	30,0
ретинол (А)	25	7	66,6	28	9	63,3
токоферол (Е)	20	4	59,2	22	5	6,6
кальциферол (D)	14	6	29,6	21	5	53,4
тиамин (В ₁)	9	2	25,9	10	1	30,0
рибофлавин (В ₂)	12	2	37	10	2	26,7
пиридоксин (В ₆)	14	1	48,1	11	2	30,0
ниацин (никотиновая кислота, В ₃ , РР)	8	2	22,2	9	1	26,7
кобаламин (В ₁₂)	12	1	40,7	8	1	23,3
пантотеновая кислота (В ₅)	5	1	14,8	5	2	10,0
фолиевая кислота (В ₉)	17	4	48,1	15	4	36,6

После проведения профилактических мероприятий был установлен наиболее высокий уровень обеспеченности витаминами: С, В₁, В₂, В₃, В₆, В₁₂ и РР (дефицит установлен у одного или 2-х детей, которые проживают в Иванковском районе Киевской области). Что касается детей г. Киева, то максимальный уровень витаминов, после проведения профилактических мероприятий, был установлен по витаминам В₁, В₃ и В₁₂ (один ребенок). Относительно витаминов С, В₂, В₆, Р, то их дефицит был обнаружен лишь у двух из общего числа обследованных детей.

Таким образом, учитывая то, что состав комплекса витаминов и минеральных веществ формировался согласно:

- физиологическим потребностям здорового ребенка;
- результатам натурных наблюдений, которые свидетельствуют о наличии полинутриентных дефицитов в фактическом питании детского населения регионов, загрязненных радиоактивными веществами;
- значению витаминов и минералов для минимизации отрицательного влияния ионизирующего излучения.

При создании ВМК мы учитывали тот факт, что усвояемость витаминов и минералов в комплексе наиболее эффективна.

Разработанный нами ВМК можно рекомендовать для оптимизации питания детей и защиты организма от воздействия неблагоприятных факторов физической, химической и биологической природы.

Значительного расхождения между физиологической потребностью в витаминах и минеральных веществах между детьми 1 – 3 и 4 – 6 лет нет. Поэтому состав ВМК является идентичным для обеих возрастных групп.

Выводы.

1. Разработанный нами ВМК является эффективным при профилактике дефицитов витаминов: А, Е, D, С, В₁, В₂, В₅, В₆, В₉, В₁₂, РР и минеральных веществ: цинк, железо, йод.
2. Количественный состав ВМК соответствует физиологическим нормам детей от 1-го до 6-ти лет.
3. ВМК может быть рекомендован для детей младшего возраста, проживающих на радиоактивно загрязненных и эндемических по йоду территориях Украинского Полесья.

Список литературы:

1. О работе 59-й сессии Научного комитета по действию атомной радиации ООН (НКДАР ООН) (Вена, 21-25 мая 2012 г.) / М. Ф. Киселев, Т. В. Азизова, А. В. Аклеев [и др.] // Медицинская радиология и радиационная безопасность. — 2012. — № 5. — С. 11–19.
2. Уніфікований підхід до вивчення стану фактичного харчування та розробки заходів аліментарної корекції полінутриєнтних дефіцитів у населення, яке постраждало внаслідок аварії на ЧАЕС / І. Т. Матасар, Л. А. Горчакова, Л. М. Петрищенко, В. І. Матасар // Проблеми радіаційної медицини та радіобіології. — 2010. — № 15. — С. 338–343.
3. Клініко-епідеміологічні результати першого скринінгу учасників спільного наукового Українсько-Американського тиреоїдного проекту (1998–2000 рр.) / М. Д. Тронько, І. П. Пастер, В. А. Олійник [та ін.] // Журнал АМН України. — 2010. — Т. 16, № 1. — С. 82–96.
4. Моргунова Л.А. Реабилитация детского населения, проживающего на территориях, подвергшихся воздействию радиации вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, в условиях государственных реабилитационных центров (отделений) детей и подростков с ограниченными возможностями здоровья системы социальной защиты населения Брянской области / Л. А. Моргунова // Реабилитационная помощь. — 2009. — № 2. — С. 33–37.
5. Шведунова Л. Н. Влияние курортного лечения на скорость выведения инкорпорированного цезия при синдроме экологической дезадаптации у детей / Л. Н. Шведунова, А. С. Кайсинова, Т. В. Ходова // Вопросы курортологии, физиотерапии и лечебной физической культуры. — 2011. — № 3. — С. 40–41.
6. Горленко О. М. Екологічно зумовлені дефіцитні стани у дітей в умовах ендемічної зони та шляхи їх корекції / О. М. Горленко, О. Ю. Александров // Современная педиатрия. — 2008. — № 5. — С. 85–89.
7. Шадрин О. Г. Дефицит макро- и микронутриентов в питании детей раннего возраста и пути его коррекции / О. Г. Шадрин, С. В. Дюкарева-Безденежных // Перинатологія та педіатрія. — 2010. — № 4. — С. 69–74.

МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ НА ПІВДНІ УКРАЇНИ

Майдебуря О. П.

Національний університет біоресурсів та природокористування

Після аварії на Чорнобильській АЕС основними постачальниками радіонуклідів у Дніпровський каскад були і залишаються водні стоки річок середнього Дніпра і Прип'яті. Стік радіонуклідів цими ріками найбільш істотно впливає на режим забруднення усіх водосховищ каскаду та їх зрошувальних систем. Основними радіонуклідами, які змиваються у Дніпровську систему, є довгоживучі штучні радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Постановка задачі. В роботах багатьох дослідників відмічена цілком природня тенденція до зниження надходження радіонуклідів з водою основних притоків, що впадають в р. Дніпро [1, 2, 3]. Зокрема, за перше десятиліття після аварії з 1987 р. по 1996 р. надходження ^{137}Cs з водами річок Прип'ять, Тетерів і Десна зменшилось у 9–57 разів і ^{90}Sr – у 2,5–8 разів. Зменшення надходження ^{137}Cs відбувалось незалежно від коливань водності за рахунок фіксації радіонукліду у ґрунтах водозбірних територій і зменшенню його обмінних форм, заглибленню у нижні шари ґрунту. У наступне десятиліття вміст ^{137}Cs знизився на порядок і стабілізувався. Зниження рівня забруднення ^{90}Sr дніпровської води в останнє десятиліття практично не відбулось – він транзитом мігрує до Чорного моря майже не відкладаючись у мулі. До 2006 р. його вміст у воді знизився у 2–4 рази, переважно за рахунок розбавлення чистими водами притоків [1]. У теперішній час вміст ^{137}Cs у воді південної частини Дніпра коливається в межах 0,021–0,023 Бк/л і ^{90}Sr – в межах 0,32–0,34 Бк/л.)

Методологію досліджень. Для проведення досліджень використовували класичні польові методи радіоекологічних та агрохімічних досліджень. Відбір проб ґрунту і зерна проводили згідно із затвердженими в Україні стандартами. Роботи проводились в господарствах Херсонської області: по одному господарству в Білозерському районі на темно-каштанових суглинистих ґрунтах, в Цюрупинському та Каховському районах на південному супіщаному чорноземі. В Білозерському і Цюрупинському районах зрошення проводили безпосередньо з річки Дніпро, а в Каховському районі – з Південнокримського каналу.

Викладення основного матеріалу. У південній частині Лісостепу і в Степових регіонах на відносно чистих ґрунтах зрошення сільськогосподарських угідь проводиться дніпровською водою. Це сприяє накопиченню водорозчинних і обмінних форм радіонуклідів у ґрунті, посиленню конвективно-дифузійних процесів їх переносу за профілем, акумуляції в ґрунті і, відповідно, кореневому надходженню радіонуклідів до рослин.

Особливо інтенсивно ці процеси відбуваються у ґрунті рисових чеків. За даними Г. П. Перепелятнікова [4] на зрошуваних ділянках вміст у ґрунті рухомих форм ^{90}Sr значно вищий, ніж в богарних умовах. І така закономірність пояснюється прямо пропорційною залежністю накопичення радіонуклідів в урожаї від їх концентрації у зрошувальній воді. Вміст ^{90}Sr у зерні рису через 10 років після аварії зріс у 18 разів, величина ж накопичення ^{137}Cs з 1990 р. стабілізувалась на рівні 1 Бк/кг. Динаміка надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr в урожай рису вказує на збільшення надходження цих радіонуклідів у після аварійні роки.

За даними УкрНДІ сільськогосподарської радіології надходження ^{137}Cs в урожай сільськогосподарських культур за останнє десятиліття після аварії або суттєво не змінилось, або знизилось. Проте, концентрація ^{90}Sr має тенденцію до зростання. А дані останніх років [5] свідчать навіть про перевищення його вмісту в зерні деяких злаків, що вирощуються на територіях, прилеглих до зони обов'язкового (безумовного) відселення, санітарно-гігієнічних рівнів (ДР-2006), чого не спостерігалось у попередні роки.

Очікувати, що на півдні України може скластися аналогічна ситуація, мало ймовірно. Проте, цілком ймовірно, що зрошення сільськогосподарських угідь протягом багатьох років водою з підвищеною концентрацією радіонуклідів може призвести до накопичення їх у ґрунтах і, відповідно, до певного накопичення у сільськогосподарських рослинах. За умов стабільного вмісту цих радіонуклідів у водоймі-джерелі зрошування виникає необхідність у розробці довготривалого прогнозу додаткового забруднення ґрунту зрошуваних угідь радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr , що містяться у воді [6, 7].

Досліди передбачали вивчення динаміки накопичення радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs в поливній воді, ґрунтах та їх накопичення в продукції рослинництва: озимій пшениці сорту Айсберг одеський, озимому ячменю сорту Міраж і люцерні сорту Надія. Зразки ґрунту (орний горизонт) і води

відбирали з початку і в кінці зрошувального періоду на реперних ділянках. Зразки рослин відбирали при дозріванні. Вміст ^{90}Sr оцінювали стандартним радіохімічним (оксалатним) методом, вміст ^{137}Cs оцінювали на гамма-спектрометрі АМ-А-02-Ф1.

В результаті проведених дослідів було показано, що питома радіоактивність води р. Дніпро за період з 1996 до 2008 р. значно зменшилась: за ^{90}Sr з 0,31 Бк/л до 0,17 Бк/л і за ^{137}Cs – з 0,34 Бк/л до 0,09 Бк/л. Але, якщо за перші два роки зменшення було помітно різким, то в подальшому знизилось і практично вийшло на плато. Особливо це відноситься до ^{90}Sr , радіоактивність якого за цей період знизилась в 1,8 рази. В той же час радіоактивність по ^{137}Cs знижалась поступово, але за той же час зменшилась майже в 3 рази. Це привело до того, що починаючи з 1997 р. вміст ^{90}Sr в воді майже удвічі перевищував вміст ^{137}Cs . Практично таким він лишився в наступні роки проведення дослідів. Концентрація ^{90}Sr та ^{137}Cs в ґрунтах з початку проведення дослідів була приблизно одного порядку, і складала 8–12 Бк/кг, а у кінці проведення дослідів зросла на 10–15%.

Вміст ^{137}Cs в більшості сільськогосподарських культур протягом дослідного періоду лишився стабільним, змінюючись у вузькому діапазоні значень: в ячмені – 2,1–2,4 Бк/кг; пшениці – 2,2–2,4 Бк/кг; і люцерні – 8,4–8,9 Бк/кг. Це однозначно вказує на відсутність росту кількості розчинних форм радіонуклідів у ґрунті. Більш того, можна говорити про тенденцію до зменшення кількості, що є наслідком «старіння» ^{137}Cs – зв'язування мінералами ґрунту і переходу у важко доступну форму. Це приводить до зниження його міграції по транспортному ланцюгу і в першу чергу до зменшення переходу з ґрунту до рослин.

Динаміка накопичення рослинами ^{90}Sr має дещо відмінний характер. У всіх видах рослин спостерігалось збільшення кількості радіонуклідів на 10–30%: в ячмені – з 2,1 до 2,4 Бк/кг, пшениці – з 2,0 до 2,4 Бк/кг, і люцерні – з 7,0 до 7,7 Бк/кг. І хоча різниця була також невелика, в усіх випадках спостерігалась чітка тенденція до збільшення накопичення радіонуклідів з роками. Треба підкреслити, що при цьому накопичення ^{90}Sr рослинами відбувається більш високими темпами, ніж в ґрунті. Про це свідчило збільшення коефіцієнтів накопичення ^{90}Sr рослинами, що може бути пов'язано тільки зі збільшенням його рухомості.

Таким чином, міграційна здатність ^{90}Sr на зрошувальних ґрунтах проявляє тенденцію до зростання, і саме ^{90}Sr , а не ^{137}Cs , у цих умовах може стати основним радіоактивним забруднювачем води і сільськогосподарської продукції.

Висновки. У теперішній час рівні радіонуклідного забруднення продуктивних органів сільськогосподарських культур в умовах зрошування дніпровською водою в цілому невисокі і вкладаються в діючі державні гігієнічні нормативи ДР-2006 [8]. Але, якщо забруднення за ^{137}Cs в багато раз нижче допустимих рівнів, то за ^{90}Sr в такий запас лише 2–4-кратний.

Тенденція про збільшення міграції ^{90}Sr у навколишньому середовищі потребує систематичного моніторингу його поведінки у всіх ланках трофічних ланцюгів, і особливо в умовах штучного зрошення на відносно чистих щодо радіонуклідного забруднення сільськогосподарських угіддях півдня України.

Література

1. Кашпаров В.О., Поліщук С.В., Отрешко Л.М. Радіологічні проблеми ведення сільськогосподарського виробництва на забрудненій в результаті Чорнобильської катастрофи території України // Чорнобильський науковий вісник. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2011. – № 2 (38). – С.13–30.
2. Перепелятников Г.П., Ильин Г.П., Буковская В.С. Изучение форм содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговых почвах зоны Чернобыльской АЭС / Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – 1991. – Вып. 1. – С. 129–132
3. Отрешко Л.М., Кашпаров В.О., Левчук С.Е., Малоштан І.М. Роль паливних частинок у забрудненні зернової продукції ^{90}Sr в Іванківському районі Київської області // Ядерна фізика та енергетика. – 2012. – Т. 13, №1. – С. 89–96.
4. Перепелятников Г.П. К вопросу радиационной ситуации на орошаемых землях / Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – 1993. – Вып. 3. – С. 111 – 115.
5. Кашпаров В.О., Лундін С.М., Левчук С.Е., Мельник А.І., Процак В.П., Йощенко В.І., Кадигріб О.М., Ковтун М.В. Комплексний моніторинг забруднення сільськогосподарської продукції ^{90}Sr // Вісник аграрної науки, спеціальний. – 2001. – Вип. Квітень. – С. 38–43.
6. Майдебуря О.П., Грисюк С. М., Гудков І. М. Радіонукліди у ґрунті і рослинах на сільськогосподарських угіддях південних областей України, що зрошуються дніпровською водою // Матеріали V з'їзду Радіобіологічного товариства України. – Ужгород: Вид-во УНУ, 2009. – С 139–140.
7. Майдебуря О.П., Грисюк С. М., Гудков І. М. Повторне радіонуклідне забруднення системи ґрунт–

рослина зрошувальною водою на Півдні України / Таврійський науковий вісник: науковий журнал. – 2011. – Вип. 76. – С. 300–307.

8. Державні гігієнічні нормативи ГН 6.6.1.1-130-2006. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006) / Офіційний вісник України. – 2006. – № 29. – С.142.

ПРОБЛЕМЫ НАДЕЖНОСТИ ЛОКАЛЬНОЙ АГРОЭКОСИСТЕМЫ ПРИ РАДИОНУКЛИДНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ

И. В. Матвеева

Национальный авиационный университет, Институт экологической безопасности, Киев

ecoetic@yandex.ru

Агроэкосистема является важным источником транспорта радионуклидов. Чем больше коэффициент радиоемкости (определяемом в работе, как вероятность удержания радионуклидов в каждом компоненте и в экосистеме в целом данной), исследуемой агроэкосистемы, тем выше её надежность в плане минимизации поступления радионуклидов к человеку.

Методика исследований .

Данная работа опирается на экспедиционные и литературные данные о потоках и характеристиках миграции радионуклидов в экосистеме с. Галузия. По данным 7-летних экспедиционных данных рассчитаны скорости переноса радионуклидов между камерами блок-схемы и к людям. Скорость здесь определяется как доля запаса радионуклидов переносимая из камеры в камеру за один год. Используемый в работе метод математического моделирования и метод камерных моделей опирается на эти исходные данные.

Моделирование и анализ полученных результатов.

Разработанные нами модели и теория радиоемкости экосистем позволяют ввести адекватный параметр – фактор радиоемкости – для определения состояния биоты экосистемы [1, 2, 3].

Радиоемкость – лимит радионуклидного загрязнения биоты экосистемы, при котором не прослеживаются изменения ее функционирования. При превышении данного лимита могут наблюдаться угнетение и/или подавление роста биоты. Фактор радиоемкости определяется как часть радионуклидного загрязнения, способного накапливаться в той или иной части (компоненте) экосистемы, без нарушения ее структуры.

Экспериментальными и теоретическими исследованиями установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты, тем выше уровень благополучия и надежности биоты в экосистеме. В частности, в исследованиях с растительными экосистемами показано, что способность биоты накапливать и удерживать радионуклидный трассер ^{137}Cs , аналог минерального элемента питания растений калия, отображает устойчивость и надежность биоты данной экосистемы [1, 2, 3, 4]. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме при гамма-облучении и при влиянии химических поллютантов растений четко отображает снижение благополучия биоты и надежности экосистемы.

Исходя из проведенных теоретических исследований, можно считать, что, используя параметры скоростей обмена радионуклидов между камерами (α_{ij} и α_{ji}) можно оценивать надежность компонента экосистемы, как элемента системы транспорта радионуклидов по камерам, используя формулу:

$$P_i = \Sigma \alpha_{ij} / (\Sigma \alpha_{ij} + \Sigma \alpha_{ji}) \quad (1),$$

где P_i – надежность i -того элемента экосистемы, как удерживателя трассера (радионуклида), $\Sigma \alpha_{ij}$ – сумма скоростей перехода радионуклидов в сопряженные с ней камеры, $\Sigma \alpha_{ji}$ – сумма скоростей перехода радионуклидов в камеру- i из сопряженных с ней камер, от которых радионуклиды поступают в данную камеру, надежность этого процесса мы оцениваем через P_i [7, 8].

Таким образом, исходя из задачи данной работы, оцениваем надежность i -того элемента экосистемы по его способности удерживать попадающие в него радионуклиды. Далее, зная надежность схему, структуру обеспечения надежности транспорта радионуклидов от компонентов экосистемы к человеку, на основе модели надежности можно оценить надежность всей системы транспорта радионуклидов от экосистемы к популяции людей [8].

Основываясь на скорости миграции, распределения и перераспределения радионуклида – трассера – ^{137}Cs в компонентах агроэкосистемы, можно рассчитать параметр надежности

исследуемой агроэкосистемы и оценить вклад различных компонентов агроэкосистемы в формирование дозы для населения. В зависимости от количества радионуклидов, выпавших на территорию, можно применять различные защитные контрмеры, эффективность которых зависит от ряда факторов.

Применение моделей и теория надежности для исследования экологических процессов в различных типах экосистем является полезной, так как позволяет оценить основные характеристики и основные свойства экосистем путем наблюдения поведения трассера – радионуклида ^{137}Cs .

Полученные нами результаты по оценке распределения и перераспределения радионуклидов в агроэкосистеме (на примере с. Галузия, Волынская область) показали заметную динамику формирования дозовых нагрузок на людей. В данной работе, в отличие от других публикаций, радиоемкость определяется как способность компонентов и экосистемы наших в целом, удерживать радионуклиды и тем самым снижать их поступление к жителям села. Сбор натурных данных по данному селу проводился в течении 7 лет экспедиционных исследований. Данные этих экспедиций положены в основу наших расчетов. Реальные данные по Галузии показали, что уровни загрязнения молока, основного дозообразующего компонента достигал 800 – 1000 Бк/л, что и приводило к превышению доз до 3-5 мЗв/год для ряда жителей этого села (данные СИЧ измерений). И таких сел на Волыни, Ровенщине достаточно много. Поэтому актуальность оценок надежности транспорта радионуклидов в агроэкосистемах к человеку, рассчитываемых нами через вводимые показатели коэффициентов радиоемкости, достаточно обоснована.

Поэтому для оценки и прогноза таких процессов нами предложено использовать модели и теорию надежности. Для этого агроэкосистема рассматривается как система транспорта радионуклидов от почвы к человеку. Нами предложены количественные методы оценки надежности отдельных элементов агроэкосистемы и агроэкосистемы в целом. Данный метод и модели позволили по-новому взглянуть на проблему экологической безопасности человека и рассмотреть проблемы применения защитных контрмер. Речь идет об анализе агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от почвы к человеку, средствах и методах модификации данных процессов.

Нами установлено, что основными дозообразующими компонентами данной агроэкосистемы являются 4 пастбища. Эти пастбища функционируют, в надежном смысле, как параллельная система. Согласно теории надежности [2] общая надежность данной агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к людям, может быть представлена в виде суммы параметров надежности составляющих блоков-пастбищ

Камерную модель данной агроэкосистемы мы описали в виде блок-схемы. Установлено, что транспортный поток радионуклидов от каждого пастбища к популяции населения образует четкую последовательную систему: почва → трава → корова → молоко → мясо → люди. На основе экспедиционных исследований, по результатам наблюдений и расчетов, нами получены оценки скоростей перехода между камерами исследуемой агроэкосистемы. В таблице 1 показаны данные расчета параметров перехода радионуклидов между камерами агроэкосистемы села Галузия на примере первого пастбища.

Таблица 1. Параметры скоростей перехода радионуклидов между камерами агроэкосистемы с. Галузия

Параметр	Минимальное значение	Среднее значение	Максимальное значение	Описание перехода
Пастбище 1				
a_{12}	0,02	0,06	0,1	почва - растения на пастбище
a_{23}	0,18	0,38	0,58	трава - корова
a_{34}	0,08	0,13	0,18	корова - молоко
a_{35}	0,32	0,52	0,72	корова - мясо
a_{36}	0,6	0,36	0,1	корова - отходы
a_{47}	0,2	0,22	0,36	молоко - дети
a_{48}	0,1	0,15	0,2	молоко - пенсионеры
a_{49}	0,3	0,47	0,47	молоко - рабочие
a_{410}	0,5	0,1	0,0	молоко - вывоз
a_{57}	0,00	0,005	0,009	мясо - дети
a_{58}	0,001	0,004	0,007	мясо - пенсионеры
a_{59}	0,008	0,013	0,018	мясо - рабочие
a_{510}	0,58	0,978	0,98	мясо - вывоз
a_{24}	0,2	0,4	0,6	продукция огорода - вывоз

Основные блоки транспорта радионуклидов в исследуемой агроэкосистеме с. Галузия [5, 6] представлены на рис. 1.

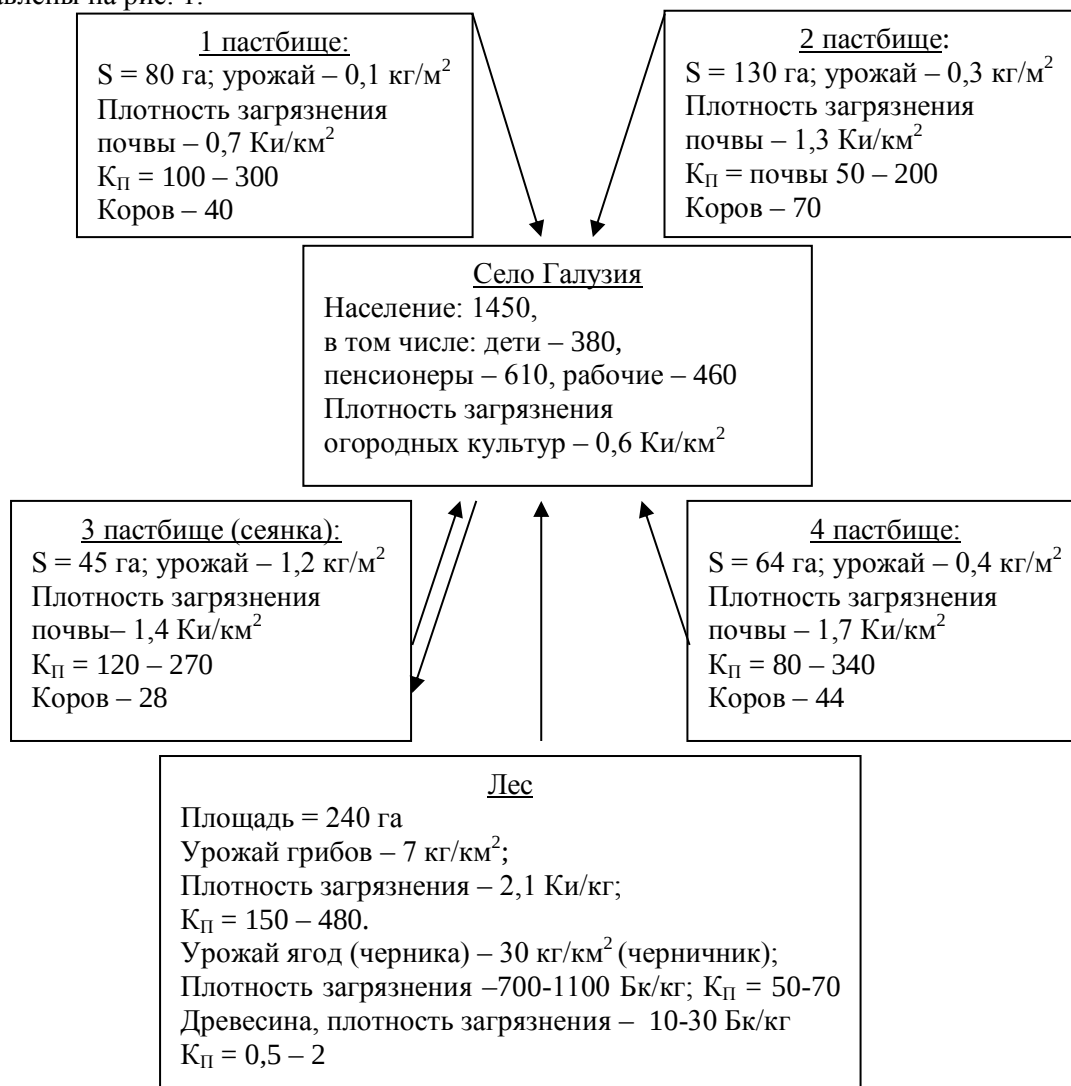


Рис. 1. Принципиальная блок-схема основных составляющих экосистемы с. Галузия Маневического района Волынской области

Аналогичные расчеты проведены и для остальных пастбищ, а также для огорода и леса.

Данные таблицы 1 позволяют провести оценки надежности компонентов экосистемы по предложенной формуле (1) и, зная последовательный характер связи отдельных компонентов агроэкосистемы с популяцией населения, провести оценку надежности данной агроэкосистемы как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к населению.

Получая сельскохозяйственную продукцию с загрязненных территорий, пищевыми цепями радионуклиды попадают в организм человека, формируя, таким образом, дозовую нагрузку. Поэтому для снижения отрицательного влияния радионуклидов на популяцию людей на загрязненных территориях возникает необходимость применения защитных контрмер.

Нами проведена оценка надежности исследуемой агроэкосистемы (на примере с. Галузия) без применения контрмер и оценка эффективности использования разных контрмер путем оценки поступления радионуклидов ^{137}Cs от пастбищ при средних скоростях перехода радионуклидов между камерами модели.

В первом блоке таблицы представлены данные по расчетам надежности транспорта радионуклидов по пастбищам: сначала при ситуации формирования дозы за счет использования молока, а потом – за счет употребления говядины.

По этим данным были рассчитаны величины перехода радионуклидов Cs^{137} ко всем группам населения. Эту величину можно использовать для расчета коллективной дозы, используя величины дозового коэффициента для Cs^{137} ($2 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк) [4, 5, 6]. Полученная оценка коллективной дозы

составляет около 1,6 чел-Зв в год. При этом оценка средней величины индивидуальной дозы облучения людей составляет около 1,1 мЗв/год (при норме – 1 мЗв/год).

Таблица 2 Оценка надежности агроэкосистемы без применения контрмер и оценка эффективности использования разных контрмер путем оценки надежности поступления радионуклидов Cs¹³⁷ от основных пастбищ при средних скоростях перехода радионуклидов между камерами модели

Контрмера	К _д (1)	№ пастбища	Запас р/н, Ки	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки)	Суммарный переход р/н (Ки) по пастбищам, коллективная доза и К _д	К _д (2) по надежности
Контрмеры не применялись	1	1	0,0056	0,052	0,0008	0,0022 (1,6 чел-Зв) К _д = 1	1
		2	0,0169	0,044	0,0007		
		3	0,0003	0,056	0,0004		
		4	0,0011	0,074	0,0008		
Удобрения	2	1	0,0056	0,026	0,00015	0,013 (0,96 люд-Зв) К _д = 1,7	0,0022/ 0,0013 = 1,74
		2	0,0169	0,022	0,00037		
		3	0,0003	0,041	0,00026		
		4	0,0011	0,044	0,00048		
Сеянка	3	1	0,0056	0,0185	0,0001	0,008 (0,6 люд-Зв) К _д = 2,7	2,75
		2	0,0169	0,014	0,0002		
		3	0,0003	0,033	0,0002		
		4	0,0011	0,030	0,0003		
Уборка дернины (3-5 см)	10	1	0,0056	0,0057	0,00003	0,000032 (0,024 люд-Зв) К _д = 66,7	69
		2	0,0169	0,0051	0,00009		
		3	0,0003	0,0134	0,00008		
		4	0,0011	0,0108	0,00012		
Феррациновые болюсы	4	1	0,0056	0,027	0,0002	0,0012 (0,88 люд-Зв) К _д = 1,8	1,8
		2	0,0169	0,025	0,0004		
		3	0,0003	0,0206	0,0001		
		4	0,0011	0,045	0,0005		
Феррациновые фильтры (для молока)	5	1	0,0056	0,0497	0,0003	0,0021 (1,6 чел-Зв) К _д = 1	1,05
		2	0,0169	0,0426	0,0007		
		3	0,0003	0,05	0,0003		
		4	0,0011	0,0709	0,0008		
Огород						0,2 чел-Зв	

При этом оценки добавки к коллективной дозы за счет использования лесной продукции составляют 0,34 чел.Зв/год, а продукции огорода – 0,2 чел.Зв/год. Тогда суммарная коллективная доза составляет около 2, 14 чел.Зв/год, а индивидуальная доза облучения для каждого жителя данного села может составить 1,4 мЗв/год.

Контрмера, чаще всего используемая после аварии на Чернобыльской АЭС, – внесение повышенных норм удобрений. При этом коэффициент дезактивации (К_д) составляет около 2 единиц. Это означает, что при выращивании продукции растениеводства при повышенных нормах удобрений ожидаемая индивидуальная доза может быть снижена в 2 раза.

Расчет показал, что применяя повышенные нормы удобрений, наблюдается снижение поступления радионуклидов в продукты питания людей в 1,74 раза. То есть, получено, что К_д по величине экономии коллективной дозы для всего села за счет использования 4-х пастбищ составляет 1,74. Аналогичные расчеты были проведены нами для других контрмер.

Для полноты картины на основе предложенного метода мы рассмотрели вариант совместного использования нескольких контрмер: внесение удобрений, снятия дернины и применения болюсов. Считалось, что комбинация контрмер окажется заметно эффективнее каждой отдельно примененной контрмеры. Расчет показал, что комбинированное использование контрмер может позволить заметно, до 90 раз, снизить коллективную дозу для данного села. Ясно, что в условиях относительно малых уровней радионуклидного загрязнения использования комбинированной системы контрмер нереально. В то же время, подобные комбинации могут быть полезными для других интенсивно загрязненных радионуклидами регионов Украины и Беларуси.

Выводы

1. Агроэкосистема является важным источником для последующего транспорта радионуклидов из окружающей среды к человеку. Чем больше фактор радиоемкости данной агроэкосистемы, тем она более надежна в понимании надежности поступления радионуклидов к популяции людей. В контексте данной статьи радиоемкость компонентов экосистемы – ее способность удерживать попавшие в них радионуклиды, позволяет минимизировать поток радионуклидов от агроэкосистемы к людям, а есть снизить надежность транспорта радионуклидов цезия к людям, и тем самым уменьшить дозовые нагрузки.

2. Опираясь на натурные и литературные данные по скоростям миграции, распределения и перераспределения радионуклидов-трассеров ^{137}Cs в компонентах агроэкосистемы, а также по величине перехода цезия ко всем группам населения, можно рассчитывать величину надежности транспорта радионуклидов от данной агроэкосистемы к людям и оценить вклад разных составляющих агроэкосистемы в формирование дозовых нагрузок на население.

3. Описанный в статье подход к анализу транспорта радионуклидов от локальной агроэкосистемы к людям позволяет провести расчет эффективности использования различных типов контрмер для снижения дозовых нагрузок, даже не проводя их в реальности. В модели контрмера вводится через снижение скоростей перехода радионуклидов между камерами.

Список литературы

1. *Агре А.Л., Корогодин В.И.* О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. - 1960. № 1. - С. 67 - 73.
2. *Yuriy A. Kutlakhmedov Yu.A., Iryna V. Matveeva I.V. and other.* Theory of Reliability in Radiation Ecology . in Proceedings of International Symposium on Stochastic Models in Reliability Engineering, Life Science and Operations Management. - Israel, 2010. - 275 с.
3. *Kutlakhmedov Yu.A., Korogodin V.I., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V.Yu.* Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. - 1997. - 5 (1). - P. 25 - 35.
4. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Кольтовер В.К.* Основы радиоэкологии. - К.: Выща шк. - 2003. - 319 с.
5. *Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Заитов В.Р.* Моделирование радиоэкологических процессов методом камерных моделей на примере села в Волынской области. // Вісник Національного авіаційного університету. - 2005. - № 3. - С. 173 -176.
6. *Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Исаенко В.Н.* Особенности радиоэкологических процессов в селе Тернопольской области, оцененных по методу камерных моделей // Вісник Національного авіаційного університету. - 2006. - № 2. - С. 126 - 128.
7. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Родина В.В., Матвеева И.В., Петрусенко В.П., Саливон А.Г., Ленишина А.Н.* Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии // В сб. материалов: Международной конференции «Радиоэкология: итоги, современной состояние и перспективы» - Москва, 2008. - С. 177 - 193.
8. *Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Родина В.В.* Надежность экологических систем. Palamarium academic publishing. Saarbrucken 2013 y. 318 с,

УДК 619:631.52(043.3)

СИСТЕМА РАДІОЛОГІЧНОГО ЛАБОРАТОРНОГО КОНТРОЛЮ ЗА ОБ'ЄКТАМИ ВЕТЕРИНАРНОГО НАГЛЯДУ В УКРАЇНІ

Меженський А.О., Меженська Н.А., Прокопенко Т.О.

Державний науково-дослідний інститут лабораторної діагностики і ветеринарно-санітарної експертизи, м. Київ

В результаті аварії на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) в світі постраждало близько 5 млн. чоловік і було забруднено 145000 км² територій [1–3]. До зон радіоактивного забруднення повністю або частково відноситься територія 74 районів 12 областей України (Київської, Житомирської, Рівненської, Чернігівської, Вінницької, Івано-Франківської, Волинської, Чернівецької, Черкаської, Сумської, Тернопільської, Хмельницької) з 2161 населеним пунктом, в яких проживає близько 3 млн. мешканців [4–6].

Слід зазначити, що з 26.04.1986 по 6.05.1986 рр., зі зруйнованого 4-го блоку ЧАЕС було викинуто приблизно 50 МКі різних радіонуклідів, серед яких ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{141}Ce , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{131}I , ^{132}I , ^{239}Pu , ^{240}Pu і деякі інші проміжні продукти розпаду урану (без урахування радіоактивних благородних газів (РБГ)).

Останнім часом гамма-фон і радіоактивність кормів, молока, м'яса і інших продуктів тваринництва і рослинництва на забруднених територіях істотно знизилися внаслідок розпаду короткоживучих радіонуклідів (^{131}I , РБГ), проведення дезактивації і меліоративних робіт на полях і пасовищах, а також завдяки системному проведенню лабораторних радіологічних досліджень кормів та урахуванню отриманих результатів при годівлі тварин. Внаслідок цього поступово зменшується доза внутрішнього опромінення людини під час надходження радіонуклідів до організму з продукцією рослинництва та тваринництва. Найбільш критичною продукцією, з точки зору перевищення гігієнічних нормативів (ДР-2006) в Україні у 2006 році – є молоко і м'ясо [7, 8].

Радіологічний контроль за об'єктами ветеринарного нагляду на території України проводиться з 1961 р., коли були організовані та введені до складу обласних ветеринарних лабораторій радіологічні відділи зі штатом 4–6 фахівців. Після Чорнобильської катастрофи радіологічні ветеринарні лабораторії були створені на підприємствах харчової промисловості, молокозаводах, м'ясокомбінатах, ринках та інших переробних підприємствах [1].

За радіологічними відділами державних лабораторій ветеринарної медицини (ДЛВМ) з 1986 р. були закріплені функції відбору, доставки і досліджень проб на радіологічні показники з певних контрольних пунктів, яких у кожній області було від 5 до 8. Радіологічні дослідження кормів, молока, м'яса та інших об'єктів, що контролюються державною службою ветеринарної медицини, проводилися на визначення вмісту цезію, стронцію, йоду, церію, свинцю радіометричними та радіохімічними методами.

До того ж, фахівцями радіологічних відділів ДЛВМ проводилося вимірювання гамма-фону на пасовищах, в місцях розміщення тварин, виробничих приміщеннях. Обов'язковому радіологічному контролю піддавали корми, молоко, м'ясо і іншу продукцію, отриману в колгоспах, радгоспах і інших господарствах, а також продукцію, що надходила на ринки для реалізації. Особливу увагу приділяли радіологічному контролю молока і молокопродуктів.

Згідно з річним звітом Республіканської ветеринарної лабораторії Міністерства сільськогосподарства і Держагропрому УРСР (нині Державний науково-дослідний інститут лабораторної діагностики і ветеринарно-санітарної експертизи – ДНДІЛДВСЕ) за 1986 рік радіологічними відділами обласних ДЛВМ було проведено 789 995 досліджень у т.ч. 775 354 дослідження на сумарну бета-активність.

За період 1986-1988 рр. фахівцями ДЛВМ було проведено 6 млн. радіологічних досліджень, за результатами яких значна кількість продукції не була допущена до вживання у зв'язку з перевищенням допустимих рівнів вмісту радіонуклідів. Лише у 1988 р. ДЛВМ було виявлене 42 135 проб молока і м'яса, які не відповідали «Тимчасовим допустимим рівням вмісту радіонуклідів у харчових продуктах і воді».

У даний час, відповідно до Законів України «Про ветеринарну медицину», «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи», «Про безпечність та якість харчових продуктів», вимог Директиви ЄС 96/23 від 29 квітня 1996 року «Про міри контролю окремих речовин, їх залишкової кількості в живих тваринах та продуктах тваринного походження» та щорічного «Плану державного моніторингу залишків ветеринарних препаратів та забруднювачів у живих тваринах і необроблених харчових продуктах тваринного походження» фахівці радіологічних відділів ДЛВМ здійснюють радіологічний моніторинг і контроль за радіаційною безпечністю харчової продукції і кормів, які відправляють на експорт, ввозяться по імпорту, а також виробляються і реалізуються в Україні.

Якщо більш детально зупинитися на завданнях, які ставляться перед радіологічними відділами регіональних ДЛВМ (РДЛВМ), то основними з них є:

- організація відбору проб об'єктів ветеринарного нагляду та проведення лабораторних досліджень на наявність у них радіоактивних речовин;
- проведення за єдиними стандартизованими методиками радіометричних, радіохімічних та спектрометричних досліджень основних компонентів раціону (кормів) сільськогосподарських тварин, води, що використовується для напування тварин, продуктів тваринництва, тваринницької сировини у сільськогосподарських підприємствах;
- узагальнення і аналіз результатів радіометричних і радіохімічних досліджень та прийняття на їх основі рішень або надання пропозицій щодо можливості використання продукції тваринництва;

- здійснення контролю рівня радіоактивності об'єктів ветеринарного нагляду, що ввозяться з-за кордону і вивозяться за кордон, а також надання рекомендації про можливість їх використання;
- аналіз радіаційної ситуації в галузі тваринництва на закріпленій за лабораторією зоною обслуговування;
- інформування Державної ветеринарної та фітосанітарної служби України про всі випадки виявлення підвищеної радіоактивності у досліджуваних об'єктах;
- здійснення щоденного контролю за гамма-фоном на території лабораторії;
- визначення гамма-фону ринків, переробних підприємств м'ясної і молочної промисловості;
- визначення забрудненості радіоактивними речовинами виробничих і складських приміщень, технологічного обладнання, транспорту, таропакувальних матеріалів на замовлення.

У радіологічних відділах ДНДІЛДВСЕ і РДЛВМ дослідження проводяться спектрометричним, радіометричним і радіохімічним методами. Спектрометрія або радіометрія з підготовкою проб нативом або фізичним концентруванням – є скринінговим методом, а радіохімічний метод – є підтверджуючим і дозволяє підвищити точність досліджень шляхом отримання радіоактивних елементів у чистому вигляді.

Співробітники науково-дослідного радіологічного відділу ДНДІЛДВСЕ розробляють науково-технічну документацію, удосконалюють методи радіологічних досліджень, надають консультаційну і методичну допомогу співробітникам регіональних, районних, міжрайонних ДЛВМ, лабораторій ветеринарно-санітарної експертизи на ринках і іншим організаціям по питаннях радіологічного контролю.

Науково-дослідний радіологічний відділ інституту, акредитований (спектрометричні методи визначення питомої активності радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr) відповідно до вимог міжнародного стандарту DIN EN ISO/IEC 17025 німецькою системою акредитації DAkkS (Deutsches Akkreditierungssystem Prufwesen GmbH), що забезпечує конкурентоспроможність і визнання результатів досліджень на міжнародному рівні. Достовірність і точність радіологічних досліджень підтверджується шляхом щорічної участі у міжнародних раундах міжлабораторних порівняльних випробувань.

Аналіз результатів радіологічних досліджень об'єктів ветеринарного нагляду, проведених РДЛВМ протягом останніх років, свідчить, що найбільш високий рівень забрудненості радіонуклідами (^{137}Cs та ^{90}Sr) сировини і харчових продуктів зберігається у Рівненській, Житомирській, Чернігівській, Київській і Волинській областях. Забруднені радіонуклідами в основному м'ясо диких тварин, гриби, лісові ягоди, лікарські рослини, а також молоко і м'ясо, отримані від тварин приватного сектору, які випасаються на природних пасовищах. При цьому, радіоактивність об'єктів ветеринарного нагляду та радіаційний гамма-фон у контрольних пунктах на території областей України залишаються стабільними.

Таким чином, система державного ветеринарного радіологічного контролю сировини, продукції рослинництва і тваринництва, є ефективною, відповідає сучасним національним і міжнародним вимогам і займає важливе місце в системі радіаційної безпеки України.

Список літератури

1. Радіаційна ситуація на сільськогосподарських угіддях Київської області та заходи щодо зниження негативної дії наслідків Чорнобильської катастрофи (методичні рекомендації) / За ред. П.П. Надточія. – К., 2000. – 95 с.
2. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лошилов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. – 2-е изд. – К.: Урожай, 1991. – 472 с.
3. Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів) / За ред. В.І. Холоші. – К., 2008. – 55 с.
4. Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Полищук С.В. Проблемы сельскохозяйственной радиологии в Украине на современном этапе // Агроекологічний журнал. – 2005. – № 3. – С. 31–41.
5. Проблеми сільськогосподарської радіології через 15 років після аварії на ЧАЕС / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятнікова, В.О. Кашпаров, М.М. Лазарев // Наук. вісник Нац. аграр. ун-ту. – К., 2001. – № 45. – С. 142–145.
6. Постанова від 23 липня 1991 р № 106 «Про організацію виконання постанов Верховної Ради Української РСР про порядок введення в дію законів Української РСР», «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» та «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи» (із змінами).

7. Особливості ведення сільськогосподарського виробництва на місцевості, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на АЕС: методичні вказівки / М.Є. Савченко, Л.І. Коваленко, І.М. Денисенко та ін. – Біла Церква, 2001. – 56 с.

8. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період (методичні рекомендації); За ред. акад. УААН Прістера Б.С. – К.: Атіка-Н, 2007. – 196 с.

УДК 57.043+616-006

КАНЦЕРОГЕННЫЙ РАДИОГЕННЫЙ РИСК. 2-Й «ОСНОВНОЙ» РАДИОБИОЛОГИЧЕСКИЙ ПАРАДОКС

Михеев Александр Николаевич

Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины, Киев

Введение

Защита человека от потенциальной опасности в виде радиогенных раков (а именно, с таким видом отдаленных последствий мы можем столкнуться в постчернобыльском периоде) составляет конечную цель радиационной защиты, годовые расходы на которую в мировых масштабах составляют величину в несколько миллиардов долларов, а к настоящему времени на подобные мероприятия уже истрачено около 10 триллионов долларов. В статье рассматривается подход к оценке радиогенного канцерогенного риска, который позволит существенно уменьшить эти расходы.

Интерес к указанной проблеме был продиктован возникшей парадоксальной ситуацией (2-й «основной» радиобиологический парадокс) – крайним несоответствием между значимостью проблемы радиационной безопасности и нормирования, с одной стороны, и количеством соответствующих исследований, проводимых в странах бывшего Советского Союза. Радиобиология, прежде всего, «обслуживает» интересы человека и, вероятно, неправильно безоговорочно пользоваться рекомендациям МКРЗ, выступающим в роли Священной коровы радиационного нормирования. В свете появления множества данных о нелинейном и неоднозначном влиянии ионизирующей радиации в дозах, близких к фоновым уровням («так называемые «малые дозы»») наблюдаемое поголовное увлечение рекомендациями МКРЗ можно рассматривать как инфицирование нормировочным волюнтаризмом [1].

Проблема оценки риска стохастических последствий действия ионизирующего излучения (прежде всего канцерогенного) имеет два аспекта: во-первых, это дозиметрическая субпроблема (адекватная оценка дозы ионизирующего излучения от внешних и внутренних источников, ее распределение по критическим тканям и органам и т.д.), и, во-вторых, это субпроблема оценки вида и типа связи между эффективными дозами и вероятностью стохастических эффектов. Насколько позволяет беглый анализ отечественной литературы, усилия радиобиологов постсоветского пространства сосредоточены главным образом на первом аспекте.

Авария на ЧАЭС явилась причиной существенных изменений в соответствующих отраслях радиобиологической науки. В частности, произошел сдвиг исследовательских акцентов в область проблем, ранее недостаточно исследованных и преимущественно связанных с отдаленными последствиями облучения доз близких к фоновым значениям. К ним, прежде всего следует отнести прогнозирование риска возникновения злокачественных новообразований (ЗН) и канцерогенного риска от ионизирующего излучения.

Эпидемиология злокачественных новообразований и прогнозирование риска их возникновения при воздействии ионизирующего излучения

По заключению экспертов ВОЗ ежегодно в мире из общего числа 50 млн. умирающих более чем у 5 млн. человек причиной смерти является рак. По прогнозу до 2000 года ожидается повышение числа умерших от рака на 60 %, т.е. ожидается смерть от рака в 8 млн. случаях (прогноз оправдался – в 2012 г. умерло от рака 8,2 млн. человек) [2]. От всех неаварийных источников облучения человека (ПРФ, ядерные испытания, ядерная энергетика, профессиональное облучение, медицинское облучение с диагностической и лечебной целью, использование удобрений, содержащих радионуклиды (К-40), бытовое излучение от товаров, работа которых сопровождается

ионизирующим излучением, среднегодовая индивидуальная эффективная доза облучения в 1981 – 1985 гг. составила 5,05 мЗв (0,51 сЗв). Из этой дозы 2,25 мЗв было обусловлено облучением от ПРФ.

По данным Л.А. [3] среднелюдская ожидаемая в течение предстоящей жизни доза за счет аварии на ЧАЭС для населения бывшего СССР составит величину 1,17 мЗв, в том числе для Беларуси – 10,6 мЗв, для жителей Житомирской, Киевской и Черниговской областей – 3,68 мЗв, для жителей центральных районов Украины – 1,43 мЗв, для 272,8 тыс. населения, проживающего в зонах жесткого радиационного контроля – 197,6 мЗв.

Каково же значение полученных вследствие аварии на ЧАЭС доз для оценки частоты возникновения дополнительных случаев ЗН (табл. 1.).

Таблица 1.

Ожидаемое число «спонтанных» и радиогенных ЗН в течение жизни популяции, проживающей в регионе с повышенным вследствие аварии на ЧАЭС радиационным фоном

Территория	Население, тыс. чел.	Коллективная доза, тыс. сЗв	Спонтанные раки	Радиогенные раки	Превышение, %
Всего (Украина)	7421	8200	633320	900–2703	0,14–0,42
Зона жесткого радиационного контроля	273	7260	33718	797–2393	2,4–7,1

При накоплении индивидуальных доз от единиц до нескольких десятков Зв прямая зависимость между дозой и частотой возникновения опухолей носит линейный характер. Сложности с определением дозовой зависимости частоты ЗН начинаются в диапазоне доз (дополнительных к дозам от ПРФ) близких к фоновым значениям. Такие дозы мы предлагаем называть *квазифоновыми*. Радиобиология квазифоновых доз еще не обладает достаточно мощным арсеналом методов и средств решения указанной проблемы, но уже сейчас ясно, что беспороговая концепция, лежащая в основе расчета радиационных канцерогенных рисков, принимается в расчет лишь по гуманным соображениям, степень гуманности которых определяется материальными возможностями конкретного государства.

Для расчетов в области квазифоновых («малых») доз МКРЗ, МАГАТЭ, НКДАР ООН, НКРЗ СССР, НКРЗ России и НКРЗ Украины принимали и принимают за основу беспороговую концепцию, построенную на предположении о линейной зависимости частоты ЗН от дозы на всем дозовом диапазоне [4]. Еще в 1985 г. НКРЗ СССР вынесла специальное решение, согласно которому дополнительное облучение людей в любой, сколь угодно малой дозе сопряжено с дополнительным риском канцерогенеза. Позже мы покажем, что это крайне огрубленное представление, а пока представим (см. табл. 2), какими радиационными рисками предлагают пользоваться разные исследователи и организации.

Таблица 2.

Риск развития радиационно-индуцированных ЗН в течение жизни человека в популяции в 1 млн., каждый член которой получил дозу облучения 1 сЗв

Организация, исследователь	Коэффициент риска
103 публикация МКРЗ	125 (до 1984 года) и 600 (после 1984 года – радон-222) (смертность)
Научный комитет по действию атомной радиации (НКДАР при ООН) - 1977 г.	100 (смертность)
Джон Гофман - 1981	3333 – 4255 (заболеваемость)
Розали Пертел – 1982 в течение 11 – 30 лет после облучения в течение жизни	369 – 823 (заболеваемость) 549 - 1648

Как видно, наблюдаются существенный разброс оценок рисков, что лишний раз свидетельствует о недостаточной обоснованности предлагаемых оценок риска.

Посмотрим как «работают» МКРЗ-эшные коэффициенты применительно к оценке последствий аварии на ЧАЭС. С учетом величины коллективной дозы, полученной жителями «пострадавших»

регионов Украины, Белоруссии и России (примерно 200 000 чел.-Зв по оценкам Ильина Л. А. и коллег [5] и предлагаемого МКРЗ коэффициента канцерогенного риска, количество летальных раков следует оценить примерно 10000 (заметим, кстати, что Чернобыльский форум эту величину оценивает в 4000), что составит несколько десятых процента от спонтанного уровня заболеваний данного вида [6, 7]). Выявление такой сравнительно небольшой «добавки» к спонтанному уровню является практически невозможной с учетом значительных годовых колебаний самого спонтанного уровня [8]. И все же есть все основания предполагать дополнительное увеличение частоты онкологических заболеваний, обусловленное увеличением радиационного фона за счет техногенного компонента. При этом не следует забывать, что облучение способно оказывать и гормезисное действие, выражающееся, прежде всего, в увеличении СПЖ [9, 10]. Фактически, этот процесс противостоит негативному процессу стимуляции раковых заболеваний, а конечный итог действия квазифоновых послеаварийных доз является, по сути дела, положительной равнодействующей негативного (канцерогенного) и позитивного (гормезисного) действия радиации. С этой точки зрения целесообразнее затрачивать людские и материальные ресурсы не на исправление псевдопоследствий чернобыльской аварии, положительные последствия которой, в принципе, могут превзойти отрицательные, а на профилактику, диагностику и терапию онкологических заболеваний, обусловленных прежде всего химическими канцерогенами окружающей среды.

В связи со значительной разноречивостью оценок канцерогенного риска от ионизирующего излучения нами была предпринята попытка его оценки на основании данных о нестабильности (термодинамической, химической) ДНК.

По существующим оценкам константа скорости деградации ДНК в результате спонтанно возникающих одонитевых разрывов практически совпадает у различных биологических объектов, принадлежащих к различным радиотаксонам (фаги, бактерии, млекопитающие и др.) и варьирует в диапазоне $(1-9) \times 10^{-11} \times \text{с}^{-1}$, что на шесть порядков превышает соответствующую константу деградации ДНК под действием излучения от естественного радиационного фона (ЕРФ) $(2 \times 10^{-17} \times \text{с}^{-1})$ [11, 12].

Сравнение качественного и количественного спектров спонтанных и радиационно индуцированных повреждений ДНК, а также частотных спектров распределения раков по отдельным органам и тканям человека показало высокий уровень их сходства. Так, если расположить органы в порядке возрастания вероятности индуцирования смертельных случаев рака в расчете на единицу поглощенной дозы, то получится следующий ряд: поверхность костей – щитовидная железа – яичники – печень – молочная железа – мочевой пузырь – пищевод – красный костный мозг – легкие – желудок. При сопоставлении его с рядом органов и тканей, расположенных в соответствии с возрастанием спонтанных частот индуцированных смертельных случаев рака (щитовидная железа – яичники – печень – пищевод – молочная железа – кожа – легкие – желудок), можно прийти к заключению, что, в основном, картина спонтанного рака совпадает с картиной радиационно индуцированного рака. Исключение составляет кожа, для которой спонтанный уровень занимает одно из первых мест (результат действия УФ-излучения).

Наблюдается также качественное сходство в спектре повреждений ДНК (одиночные разрывы в результате депуринизации и/или депиримидинизации, прямые разрывы ДНК и т.д.) индуцируемых эндогенными факторами (термодинамической лабильностью молекулы ДНК, АФК и др.)

Таким образом, можно констатировать отсутствие значимой специфичности в канцерогенном действии ионизирующей радиации по сравнению со спонтанным спектром канцерогенеза.

Если предположить, что частота спонтанно индуцируемых раковых заболеваний, которая, приблизительно, составляет 3000 случаев на 1млн. человек в год [13], прямо пропорционально зависит от уровня спонтанной деградации ДНК, и что частота ЗН, индуцируемых ЕРФ, находится в такой же зависимости от уровня деградации ДНК, индуцируемого ЕРФ, то доля ЗН, индуцируемых ЕРФ, составит 1×10^{-6} -ую часть от уровня спонтанно индуцируемых онкологических заболеваний, т.е. приблизительно 0,003 дополнительных случая заболеваний в год в расчете на 1 млн.человек. В течение года 1 млн. человек получают от излучения ЕРФ коллективную эффективную дозу порядка $0,2 \times 10^6$ сЗв, которая как раз и индуцирует эти 0,003 дополнительных случая ЗН. На 1 млн. чел.-сЗв/год будет приходиться, соответственно, 0,015 дополнительных случаев ЗН. За 100-летнюю (предстоящую) жизнь этот риск будет равняться 1,5.

Таким образом, коэффициент канцерогенного риска, обусловленного ионизирующим излучением, может составить величину, не превышающую единицы, что, как минимум, на 2 порядка меньше общепринятых значений указанного параметра, т.е. 550 случаев смертельного рака на 1 млн. чел.-сЗв [14].

Следует также учитывать, что наши оценки получены с использованием допущений о беспороговости и линейности зависимости «доза – эффект» и могут оказаться по этой причине даже завышенными.

Таким образом, с учетом величины коллективной дозы, полученной жителями «пострадавших» регионов Украины, Белоруссии и России (примерно 200 000 чел.-Зв по оценкам Ильина Л. А. и коллег [5]) и рассчитанного нами коэффициента канцерогенного риска, количество летальных раков не должно превышать 20 – 30 случаев.

В настоящее время достоверно установлена связь частоты заболеваний лишь раком щитовидной железы (РЩЗ) от полученных в результате аварии на ЧАЭС доз облучения [15]. После аварии на ЧАЭС у эвакуированных из г. Припяти и Чернобыльского района детей была установлена временная **гипертироксинемия** (без клинических признаков **тиреотоксикоза**), степень развития которой проявляла прямую зависимость от поглощенной щитовидной железой (ЩЗ) дозы излучения радиоактивного йода в «йодный» период (апрель – июль 1986 г.). В группе детей с поглощенной дозой, превышающей 15 Гр, отмечалось также снижение уровня тиреотропного гормона. В послеаварийный период во всех трех республиках отмечено повышение частоты заболеваемости детским **тиреоидным раком**, особенно в Беларуси. До Чернобыльской аварии в 1986 г. ежегодная заболеваемость составляла приблизительно 0,5 случая на 1 млн. детей. В 1994 г. в Беларуси она составила 34 на 1 млн. детей, т.е. выросла в 70 раз.

В Беларуси более половины случаев детского рака ЩЗ имели место в Гомельской обл., непосредственно к северу от Чернобыля и вдоль следа от первоначального (и самого активного) радиоактивного облака, где заболеваемость за 1994 г. достигла более 100 случаев/млн. детей, что примерно в 200 раз превышает уровень заболеваемости до аварии.

В **Украине** ежегодная заболеваемость РЩЗ в 1981 – 1985 гг. составляла 0,4 – 0,5 случаев/млн. детей. Однако с 1990 года она значительно увеличилась. За 5 лет до аварии в возрастной группе 0 – 18 лет зафиксировано 59 случаев РЩЗ, а за период 1986 – 1993 гг. – 276 случаев. Заболеваемость РЩЗ у детей и подростков в 1981 – 1985 гг. составляла в среднем 12 случаев в год. Заболеваемость РЩЗ у детей в пересчете на 1 млн. детей в течение 1981 – 1985 гг. колебалась в пределах 0,4 – 0,6 случаев. За 5 лет после аварии заболеваемость возросла в среднем до 22 случаев в год. В 1990 г. зарегистрировано 26 случаев рака ЩЗ (2,3 случая/млн. детей), в 1991 – 22 случая (2,0 на млн. детей), в 1992 – 47, в 1993 – 43, в 1994 – 38, что в пересчете на 1 млн. детей составило соответственно 4,3, 3,9 и 3,5 случая, т.е. примерно в 10 раз превысив доаварийный уровень заболеваемости. Этот рост произошел в основном за счет пяти северных областей (более 60 % всех случаев РЩЗ у детей Украины). В частности, заболеваемость детей тиреоидным раком в последние годы достигла в Киевской обл. 20,0–24,5 случаев, в Черниговской – 15,4–35,1, в Житомирской – 10,0–16,0, в Черкасской – 6,7–13,1 и Ровенской – 7,0–17,0 случаев на 1 млн. детей. В Киеве этот показатель достигал 10,0–18,0 случаев. До аварии на ЧАЭС в указанных регионах (кроме Черкасской обл.) РЩЗ вообще **не регистрировали**. Доза облучения ЩЗ радиоактивным йодом у 79 % детей из этих регионов, прооперированных по поводу рака, не превышала 1000 мГр, и только у 20 % детей она составляла 1000–1500 мГр и выше.

Темп роста заболеваемости РЩЗ более высокий у детей, которым на момент операции было не более 14 лет. Если за период 1981 – 1985 гг. среди детей Украины было зарегистрировано 25 случаев РЩЗ, то с 1986 по 1993 годы их число составило 171.

Среди подростков, оперированных в возрасте 15 – 18 лет, в 1981 – 1985 гг. выявлено 34, а в 1986 – 1993 гг. – 105 карцином ЩЗ. Заболеваемость в этой группе также начала заметно расти с 1989 года, но не столь быстро, как у детей (до 14 лет включительно).

При несомненной связи частоты РЩЗ с полученной дозой облучения следует все же сказать, что рак щитовидной железы – единственное онкологическое заболевание, которое излечивается полностью, после радикального лечения от него не умирают. Люди до конца жизни получают заместительную терапию, могут вести привычный образ жизни, женщины могут родить ребенка

Заключение

В целом, сравнение возможных медицинских последствий (прежде всего детерминированных эффектов) аварии на ЧАЭС для населения с аналогичными последствиями других аварий показывает, что по тяжести медицинских последствий Чернобыльская авария занимает 3-е место после последствий радиоактивного загрязнения р. Теча и Кыштымской аварии [16]. Радионуклидное загрязнение р. Теча было самым крупным радиационным инцидентом за время функционирования в СССР атомной промышленности. Район р. Теча – единственное место, где у облученного населения

медицинские последствия выражались не только в виде хронической лучевой болезни и других радиационных поражений, но и в избыточной детской смертности [17].

Авария на ЧАЭС отличалась исключительно большой территорией, загрязненной радионуклидами, и неизмеримо более значительным контингентом населения, оказавшимся под повышенным радиационным риском. Тем не менее, после аварии на ЧАЭС не проявилось повышения частоты лейкозов и солидных раков, повышения неблагоприятных исходов беременности, появления умственно отсталых детей, а также врожденных аномалий развития, не удалось пока выявить и сокращения СПЖ. Более того, сокращение СПЖ на приблизительно 5 лет произошло среди отселенных жителей района р. Теча, но не было выявлено среди лиц оставшихся жить в привычных для них условиях [17].

Только недостаточно оперативное вмешательство с целью снижения накопления радиойода в щитовидной железе детей привело к «эпидемии» рака данного органа. Такие же последствия наблюдали у своевременно неотселенных жителей Маршалловых островов, подвергшихся в 1954 г. загрязнению радиойодом. Уровни доз от ^{131}I в щитовидной железе как после загрязнения Маршалловых островов, так и после аварии на ЧАЭС, были значительно выше 300 мЗв (считающейся пороговой для этой формы раков в рамках беспороговой концепции!), что и вызвало, как мы рассматривали выше, увеличение частоты радиогенных раков щитовидной железы.

Возвращаясь к теме радиационного гормезиса, следует сказать, что, хотя он еще всесторонне не изучен, чтобы основывать на нем регламентацию (нормирование) облучения, но, что совершенно очевидно, ее необходимо базировать на факте порогового действия ионизирующей радиации в дозах близких к фоновым значениям. При этом имеются все основания учитывать также и возможный гормезисный антиканцерогенный эффект облучения, который, в частности, наблюдали у японских детей, пострадавших от атомных бомбардировок 1945 г. – число спонтанных (!) лейкозов у детей, облученных в дозе 5–100 мЗв сократилось на 2/3 [1].

Использование результатов вышеприведенного расчета позволил бы хотя бы на время забыть о распрях между приверженцами линейной беспороговой концепции и сторонниками наличия порога в случае описания стохастического действия ионизирующей радиации. С практической (нормировочной, прежде всего) стороны, столь малые величины канцерогенного риска делают неактуальными споры между сторонниками указанных концепций.

Литература

1. Кеирим-Маркус И.Б. «Неконструктивный радиационный гормезис» // Мед. радиол. и радиац. безопасность, 2002, № 2, с. 73 – 76.
2. http://globocan.iarc.fr/pages/fact_sheets_cfncr.aspx
3. Ильин Л.А. Реалии и мифы Чернобыля. – М.: «ALARA Limited», 1996. – 474 с.
4. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ. /Под общей ред. М.Ф. Киселёва и Н.К.Шандалы. М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009. – 344 с.
5. Ильин Л. А., Кириллов В. Ф., Коренков И. П. Радиационная гигиена. – М.: Медицина, 1999. – 384 с.
6. <http://chernobyl-conf-conclusion>
7. Сынзынас Б.И., Тянтова Е.Н., Мелехова О.П. Экологический риск. – М.: Логос, 2005. – 168 с.
8. Гуслицер Л.Н. Эпидемиология злокачественных опухолей на Украине. – К.: Наукова думка, 1988. – 184 с.
9. Москалев Ю.И., Булдаков Л.А. Влияние инкорпорированных радионуклидов на продолжительность жизни. – В кн.: Проблемы радиационной геронтологии, М.: Атомиздат, 1978. – с. 59-73.
10. Даренская И.Г. Влияние параметров внешнего облучения на продолжительность жизни. – В кн.: Проблемы радиационной геронтологии. – М.: Атомиздат, 1978. – с. 39-58.
11. Виленчик М.М. Нестабильность ДНК и отдаленные последствия воздействия излучений. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 192 с.
12. Сарапульцев Б.И., Гераськин С.А. Генетическая природа феномена радиационной устойчивости клетки // Радиобиология, 1991, т. 31, в. 4, с. 593-599.
13. Баланж А. Биология опухолей. Сомнения и надежды. – М.: Мир, 1987. – 206 с.
14. Романович И.К., Репин В.С. О новых рекомендациях МКРЗ. Часть 1. Основы обеспечения радиационной безопасности // Радиационная гигиена, том 1, № 1, 2008, с. 47-52.
15. Лушников Е.Ф. Чернобыль: патология щитовидной железы (факты и объяснения) // Медицинская радиология и радиационная безопасность. 2001. — Т. 46, № 5, с. 16-26.

16. Булдаков Л.А. Медицинские последствия радиационных аварий для населения // Мед. радиол. и радиац. безопасность, 2002, № 2, с. 7-18
17. Сауров М.М. Оценка вероятности летальных эффектов при действии на население ионизирующих излучений // Мед. радиол. и радиац. безопасность, 2002, № 5, с. 5-16.

УДК 612.014.482:615.327

ДОСЛІДЖЕННЯ РАДІОПРОТЕКТОРНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ МІНЕРАЛЬНИХ ВОД ТИПУ "НАФТУСЯ"

¹Шестопапов В. М., ¹Моїсєєв А. Ю., ²Родіонова Н. К., ²Ганжа О. Б., ²Маковецька Л. І.,
²Дружина М. О., ¹Моїсєєва Н. П.

¹Інститут геологічних наук НАН України

²Інститут експериментальної патології, онкології і радіобіології ім. Р.Є. Кавецького НАН України

В останні десятиріччя внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС іонізуюча радіація стала вагомим як зовнішнім, так і внутрішнім чинником, що інтенсивно впливає на процеси життєдіяльності. У зв'язку з цим особливу увагу приділяють засобам профілактики радіаційно індукованих порушень в організмі на основі природних мінеральних і рослинних речовин. До їх переваг належить комплексний вплив на ключові механізми радіаційних уражень, м'яка, пролонгуюча дія, невелика собівартість, що робить ці препарати широко доступними. Тому перспективним є застосування у якості радіомодифікаторів природних лікувальних мінеральних вод із підвищеним вмістом біологічно активних мікрокомпонентів.

Раніше нами було показано ефективне відновлення кровотворення при радіаційних ураженнях організму завдяки курсовому застосуванню мінеральних вод типу "Нафтуса" (МВ) [1]. На даний час доведено антиоксидантні і детоксикаційні властивості "Нафтусі" [2]. Логічно висловити припущення, що мінеральні води типу "Нафтуса" можуть виступати не тільки у якості модифікаторів радіаційно зумовлених порушень, а й мати радіопротекторну дію, їх курсове застосування може бути ефективним засобом захисту від дії іонізуючої радіації.

Представлена робота проведена з метою вивчення ефективності радіопротекторної дії природних мінеральних вод типу "Нафтуса" за умов гострого опромінення.

Матеріали і методи дослідження

Досліди проведені на лабораторних щурах-самцях лінії Вістар віком 3 місяці та масою 130–170 г розведення віварію Інституту експериментальної патології, онкології і радіобіології ім. Р.Є. Кавецького НАН України. Процедури з експериментальними тваринами здійснювали згідно «Положення про використання тварин в біомедичних дослідках» [3].

Експериментальні тварини були розподілені на 3 групи по 10 голів у кожній: 1) щури, які протягом 15 діб отримували мінеральну воду (МВ), з наступним опроміненням (МВ+О); 2) контрольні тварини, яких утримували на звичайному водному раціоні (К); 3) щури, яких до і після опромінення утримували на звичайному водному раціоні (О). В експерименті використана мінеральна вода типу "Нафтуса" зі св.1393 Збручанського родовища. Тварини групи 1 і 3 вживали воду з системи питного водопостачання.

Тварин періодично зважували та фіксували кількість води, вжитої впродовж доби. Аналіз хімічного складу мінеральної води проводили за допомогою стандартних методик згідно ДСТУ 878:2006 [4].

Тварин одноразово опромінювали на апараті РУМ-17, потужність експозиційної дози випромінювання складала 0,89 Гр/хв, поглинена доза 6,0 Гр.

Забір крові з хвостової вени щурів здійснювали на початку експерименту; по закінченні курсу МВ, перед опроміненням (15 доба експерименту); в класичні терміни розвитку променевих уражень, і в період відновлення – на 1, 7 і 30 добу після опромінення. Прооксидантно–антиоксидантний стан системи крові вивчали за допомогою методу кінетичних хемілюмінесцентних характеристик (ХЛ-тест) [5], каталазну активність крові визначали за допомогою методу [6]. Підрахунок формених елементів периферичної крові проводили меланжерно-камерним способом. Мазки крові фарбували за

Паппенгеймом [7]. Статистичну обробку даних проводили з використанням параметричного t-критерію Стюдента за допомогою пакету прикладних програм Statistica 5,0.

Результати та їх обговорення

За хімічним складом мінеральна вода типу "Нафтуса" із св. 1393 відноситься до гідрокарбонатних мангнієво-натрієво-кальцієвих мінеральних вод із підвищеним вмістом органічних речовин (табл. 1).

Таблиця 1

Хімічний склад лікувальної природної мінеральної води типу "Нафтуса" із св. 1393 Збручанського родовища

Складові	Вміст	
	мг/дм ³	мг/екв
Катіони		
Na ⁺	60,0	2,61
K ⁺	14,2	0,36
Ca ²⁺	55,1	2,75
Mg ²⁺	41,6	3,38
NH ₄ ⁺	7,0	0,39
Аніони		
Cl ⁻	24,5	0,69
SO ₄ ²⁻	44,0	0,92
NO ₃ ⁻	сліди	–
NO ₂ ⁻	0,01	0,00
[HCO ₃] ⁻	475,9	7,80
Загальна мінералізація	721,8	–
Жорсткість загальна	6,13	–
карбонатна	6,13	–
Специфічні компоненти		
C _{орг}	14,4	–
SiO ₂	14,7	–
pH	7,25	–

При співставленні добової кількості спожитої води встановлено, що щури більш охоче пили МВ – 55 мл на тварину, тоді як у групах 2 і 3 споживання звичайної питної води становило в середньому 31–35 мл на тварину за добу.

Однією із найбільш лабільних і радіочутливих ланок біохімічних процесів в організмі є окисний метаболізм. Відомо [5], що при опроміненні спостерігається інтенсифікація вільнорадикальних процесів (ВРП). З іншого боку, утримання цих процесів в межах фізіологічної норми вимагає активації ферментативних та неферментативних систем антиоксидантного захисту. На рис. 1 представлені дані щодо інтенсивності вільнорадикальних процесів (ХЛ-тест) у крові щурів у динаміці експерименту.

Курсове вживання МВ призводило до невеликих змін цього показника (95 % від даних для контрольної групи 2) і значно меншого діапазону варіювання його значень. Опромінення інтенсифікувало ВРП як у групі 1, так і групі 3. На першу добу після дії радіаційного чинника ХЛ-показники крові зростали до 134 % у групі 3. У той же час, у групі 1 інтенсивність хемілюмінесценції була на рівні вікового контролю (97,5±2,5 %).

Таким чином, вже на 1 добу після опромінення відмічено антиоксидантний вплив профілактичного вживання мінеральної води типу "Нафтуса", що утримувало прооксидантно-антиоксидантне співвідношення у крові в межах контролю. Така стабільність підтримувалась і в наступні терміни спостереження.

Раніше нами було показано, що опромінення тварин призводить до хвилеподібних змін показників окисного метаболізму [5]. Подібні зміни ми спостерігали і у тварин групи 3. На цьому фоні чітко видно (рис. 1), що МВ за умов профілактичного застосування проявляє регуляторні властивості, стабілізуючи вільнорадикальні процеси у крові у межах контрольних значень.

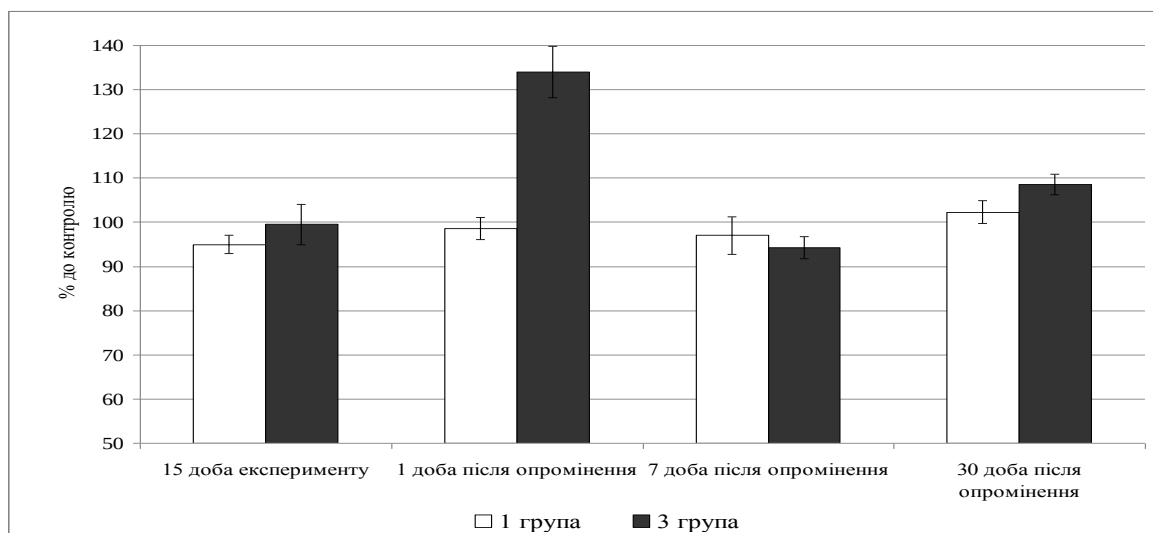


Рис. 1. Інтенсивність вільнорадикальних процесів у крові щурів дослідних груп (100 % – віковий контроль)

Механізм цього явища, очевидно, опосередкований через зміни активності найбільш потужного антиоксидантного ферменту – каталази, на що вказують як наші попередні дослідження [8], так і літературні дані [9]. Була проведена перевірка цієї робочої гіпотези.

На рис. 2 представлені дані щодо каталазної активності крові щурів дослідних груп 1 та 3 у динаміці експерименту. Впродовж 15 діб від початку експерименту відмічена тенденція до незначного зниження каталазної активності у крові тварин що, вірогідно, обумовлено віковими змінами.

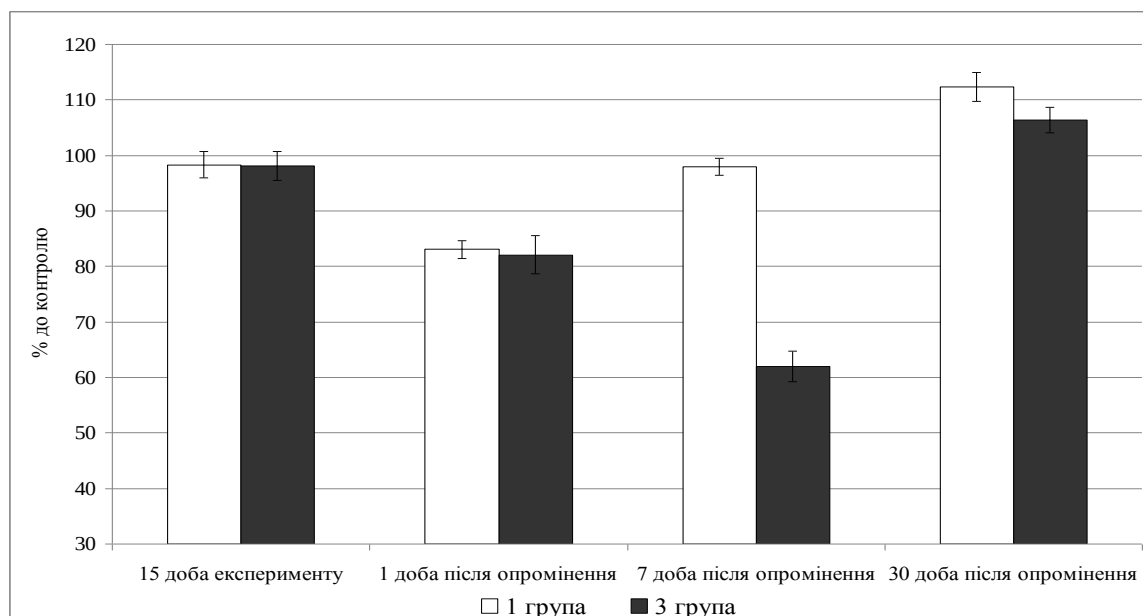


Рис. 2. Каталазна активність крові щурів дослідних груп (100 % – віковий контроль)

На 1 добу після опромінення каталазна активність крові у тварин опромінених груп знижувалась на 18–19 %. У групі 3 на 7 добу після опромінення спостерігали ще більш суттєве зниження активності цього ферменту – до 62 % від контролю. Це свідчить про виснаження каталазної системи, її неспроможність інактивувати пероксидні продукти, що активно накопичуються в даний період розвитку променевої патології.

У крові тварин групи 1 на цей термін спостереження навпаки відмічено збільшення каталазної активності до контрольного рівня. Тобто, резервний антиоксидантний потенціал організму, показником якого є каталазна активність крові, значно більший у цій групі тварин. На 30 добу після опромінення щурів у групах 1 і 3 відмічено гіперкомпенсаторне відновлення каталазної активності.

Таким чином, профілактичний курс мінеральної води типу "Нафтуса" сприяє стабілізації окисного метаболізму після наступного опромінення тварин завдяки збільшенню антиоксидантного потенціалу організму.

Гематологічні дослідження свідчать, що після курсового застосування МВ у щурів змінювався клітинний склад периферичної крові; зокрема, спостерігали достовірне (на 42 %) зменшення рівня тромбоцитів та тенденцію до зниження вмісту еритроцитів. Кількість лейкоцитів при цьому збільшилась з $9,68 \pm 0,63 \cdot 10^9/\text{л}$ до $11,78 \pm 1,04 \cdot 10^9/\text{л}$ за рахунок як гранулоцитарної, так і лімфоцитарної фракцій лейкоцитарної ланки периферичної крові. Цей тип змін гематологічних показників свідчить про те, що додавання в питний раціон щурів МВ сприяло підвищенню об'єму циркулюючої крові. Завдяки ефекту гемодилуції відбулось зниження концентрації еритроцитів, тромбоцитів при паралельному збільшенні вмісту лейкоцитів, що обумовлено перерозподілом клітин в організмі і їх виходом у циркулююче русло із місць природного депонування (пристінний пул та кровотворні органи). При аналізі вмісту лімфоцитів у периферичній крові відмічено достовірне збільшення їх абсолютної кількості на 14 % ($9,27 \pm 0,50 \cdot 10^9/\text{л}$ порівняно з $8,13 \pm 0,18 \cdot 10^9/\text{л}$ перед курсом МВ), частіше зустрічались імунобласти, великі гранульовані лімфоцити (ВГЛ), а також лімфоцити з гіпербазофілією цитоплазми, що свідчить про реактивні зміни в імунній системі. Таким чином, курсове вживання тварин МВ типу "Нафтуса" сприяє покращенню показників гемодинаміки та підвищенню захисних властивостей імунної системи.

При обстеженні тварин на першу добу після опромінення у периферичній крові відмічено тенденцію до збільшення вмісту еритроцитів із паралельним зниженням концентрації гемоглобіну (кольоровий показник складав $0,69 \pm 0,02$ ум. од. при $0,73 \pm 0,02$ ум. од. у групі 2), що обумовлено виходом молодих форм еритроцитів із кісткового мозку.

Вміст тромбоцитів у крові опромінених тварин (група 3) мав незначиму тенденцію до збільшення. Але в лейкоцитарній ланці кровотворення вже на даний термін дослідження відбулись суттєві порушення. Загальна кількість лейкоцитів знизилась в 4,5 рази (з $10,14 \pm 1,63 \cdot 10^9/\text{л}$ до $2,32 \pm 0,25 \cdot 10^9/\text{л}$), що в більшій мірі обумовлено загибеллю лімфоцитів, їх відсоток у лейкограмі знизився з $83,25 \pm 2,11$ до $18,40 \pm 1,92$. У лейкограмі превалювали нейтрофільні гранулоцити зі зсувом лейкоцитарної формули ліворуч і збільшенням відсотку паличкоядерних гранулоцитів, відмічена наявність значної кількості клітин із деструктивними змінами – формами розпаду (вакуолізація ядер та цитоплазми, голі ядра, цитоліз, каріоліз тощо).

Особливістю клітинного складу периферичної крові на першу добу після опромінення тварин, що вживались мінеральною водою типу "Нафтуса" (група 1), відмічено збільшення у крові лімфоцитів, у тому числі і малих форм (порівняно з групою 3), до яких відноситься найбільш радіочутлива фракція – Т-лімфоцити. Їх відсоток перевищував дані групи 3 практично у 2 рази ($22,00 \pm 3,08$ % та $10,40 \pm 1,15$ %, відповідно). Крім того, відмічено достовірне збільшення вмісту ВГЛ відносно як даних групи опромінення, так і контрольних тварин. ВГЛ відповідають за визначення та знищення в організмі пухлинних і аберантних клітин, а також клітин із вірусами та бактеріями, тому підвищення їх кількості в групі 1 свідчить про активацію імунного захисту організму.

При аналізі гематологічних показників у опромінених тварин на 7 добу не відмічено суттєвих змін, порівняно з попереднім терміном дослідження. Привертає увагу і той факт, що в даній групі тварин відмічено зниження кількості патологічних лімфоцитів, що свідчить про прискорення елімінації аберантних клітин завдяки дії МВ.

Особливо чітко радіопротекторний вплив профілактичного курсу МВ типу "Нафтуса" простежується на 30 добу після опромінення. У тварин, що вживали мінеральну воду (група 1), на достовірно вищому рівні, відносно групи 3, знаходилась кількість еритроцитів, лейкоцитів та лімфоцитів, що свідчить про більш швидке та ефективне відновлення кровотворення після опромінення.

Отримані результати свідчать, що курсове застосування МВ типу "Нафтуса" сприяє покращенню гематологічних показників і збільшенню захисних властивостей імунної системи. Так, вже через одну добу після опромінення у периферичній крові тварин після попереднього вживання МВ відмічено практично в 2 рази більший відсоток лімфоцитів, достовірне збільшення вмісту ВГЛ. На 7 добу, тобто у період розпаду променевої хвороби, у тварин, які вживали МВ перед опроміненням, вміст малих лімфоцитів (які здебільшого представлені Т-лімфоцитами) був вищим не тільки за відсотковим, але й за абсолютним значенням. Відомо, що Т-лімфоцити відіграють важливу роль у процесах регуляції проліферації та диференціювання стовбурових кровотворних клітин. Ймовірно, більше збереження Т-лімфоцитів у опромінених тварин, які отримували МВ, сприяло більш швидкому відновленню кровотворення, що ми спостерігали при обстеженні тварин на 30 добу.

Висновки

Внаслідок проведених досліджень встановлено, що профілактичний курс мінеральної води типу "Нафтуся" призводить до швидкої стабілізації прооксидантно-антиоксидантного співвідношення у периферичній крові тварин, що були опромінені у сублетальній дозі. Механізм цього явища зумовлений регуляторними змінами каталазної активності, що спрямовані проти розвитку окисного стресу після опромінення. Курсове застосування МВ типу "Нафтуся" перед зовнішнім опроміненням також сприяє покращенню гематологічних показників і збільшенню захисних властивостей імунної системи організму.

Доведено, що мінеральна вода типу "Нафтуся" Збручанського родовища має не тільки радіомодифікуючу, а й виражену радіопротекторну дію, її курсове застосування є ефективним профілактичним заходом щодо захисту від негативного впливу іонізуючої радіації. Таким чином, область використання мінеральних вод типу "Нафтуся" значно розширюється і виходить за межі суто медичних показань, їх курсове застосування у якості додаткового радіозахисного засобу може бути рекомендовано особам, які внаслідок професійної необхідності вступають у контакт із джерелами іонізуючого випромінювання.

Список літератури

1. Біологічні аспекти застосування природних мінеральних вод / Моїсєєв А.Ю. Дружина М.О., Моїсєєва Н.П., Шестопалов В.М. – К.: КІМ. – 2010. – 124 с.
2. Лечебные минеральные воды типа "Нафтуся" Украинских Карпат и Подолья / Под ред. акад. НАНУ В.М. Шестопалова. – Черновцы: Букрек, 2013. – 510 с.
3. Етика лікаря та права людини: положення про використання тварин у біомедичних дослідках // Експерим. та клін. фізіологія та біохімія. – 2003. – Т. 22, № 2. – С. 108–109.
4. ДСТУ 878:2006. Води мінеральні природні фасовані. Загальні технічні умови. – К.: Держспоживтандарт України, 2006. – 18 с.
5. Хемиллюминесценция крови при радиационном воздействии / Я.И. Серкиз, Н.А. Дружина, А.П. Хриенко и др. – К.: Наук. думка, 1989. – 176 с.
6. Корольок М.А., Иванова Л.И., Майорова И.Г. Метод определения активности каталазы // Лабораторное. дело. - 1988. - № 1. - С. 16 - 19.
7. Методы клинических лабораторных исследований / под ред. проф. В.С.Камышникова. – 6-е изд., перераб. – М.: МЕДпресс-информ, 2013. – 736 с.
8. Дружина М.О., Бурлака А.П., Моїсєєва Н.П. та ін. Біохімічні порушення та їх корекція в організмі ссавців, які живуть у Чорнобильській зоні відчуження // Чорнобиль. Зона відчуження. – К.: Наукова думка, 2001. – С. 521–525.
9. Биоантиоксиданты / В. А. Барабой. – К.: Книга плюс. – 2006. – 462 с.

\

УДК 613.292:612.444:612.014.481/482

ВИКОРИСТАННЯ КОНЦЕНТРАТУ ЕЛАМІНУ З БУРОЇ МОРСЬКОЇ ВОДОРОСТІ ЛАМІНАРІЇ ДЛЯ НАСЕЛЕННЯ, ЩО ПРОЖИВАЄ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТА ЕНДЕМІЧНИХ ЗА ВМІСТОМ ЙОДУ ТЕРИТОРІЯХ

¹Назаров В.П., ²Дерев'янка Л.П.

¹ПАТ „Завод молочної кислоти”, м. Київ

²ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України», м. Київ

Забруднення оточуючого середовища радіонуклідами, сільськогосподарськими, промисловими та ін. відходами, неправильне харчування, низький рівень життя привели до збільшення хронічних захворювань у населення та скорочення тривалості життя. Серед вказаних причин одним з основних факторів є харчування. В добовому раціоні жителів України відмічається дефіцит білків, ненасичених жирних кислот, харчових волокон, мікро- та макроелементів (йоду, фтору, селену, міді, кобальту,

заліза, калію, кальцію та ін.). Особливо гостро стоїть проблема забезпечення населення України йодом. У багатьох країнах з метою запобігання йодозалежних станів використовується йодована сіль, йодована вода, морські водорості, вироби з морських водоростей та інші морські продукти. Проблема йодної недостатності відома давно. Третина областей в Україні є ендемічними, тобто збіднені на йод. Це території Волинської, Рівненської, Тернопільської, Львівської, Чернівецької, Житомирської, Київської областей та окремі райони Республіки Крим. Тут проживає понад 15 млн. людей (рис.1).

Недостатнє надходження до організму людини йоду з їжею та водою призводить до порушень йодного обміну. Зокрема, нестача зумовлює зміни щитоподібної залози (ЩЗ), є причиною збільшення її величини та порушення структури, негативно впливає на функціональний стан ЩЗ та імунологічну здатність організму. Нестача йоду може також призвести до пологової смерті плоду, викиднів, уродженої глухонімоти, вад у розумовому та фізичному розвитку дитини.

Вероятность заболевания зобом в зависимости от недостатка йода в почвенных водах на территории Украины

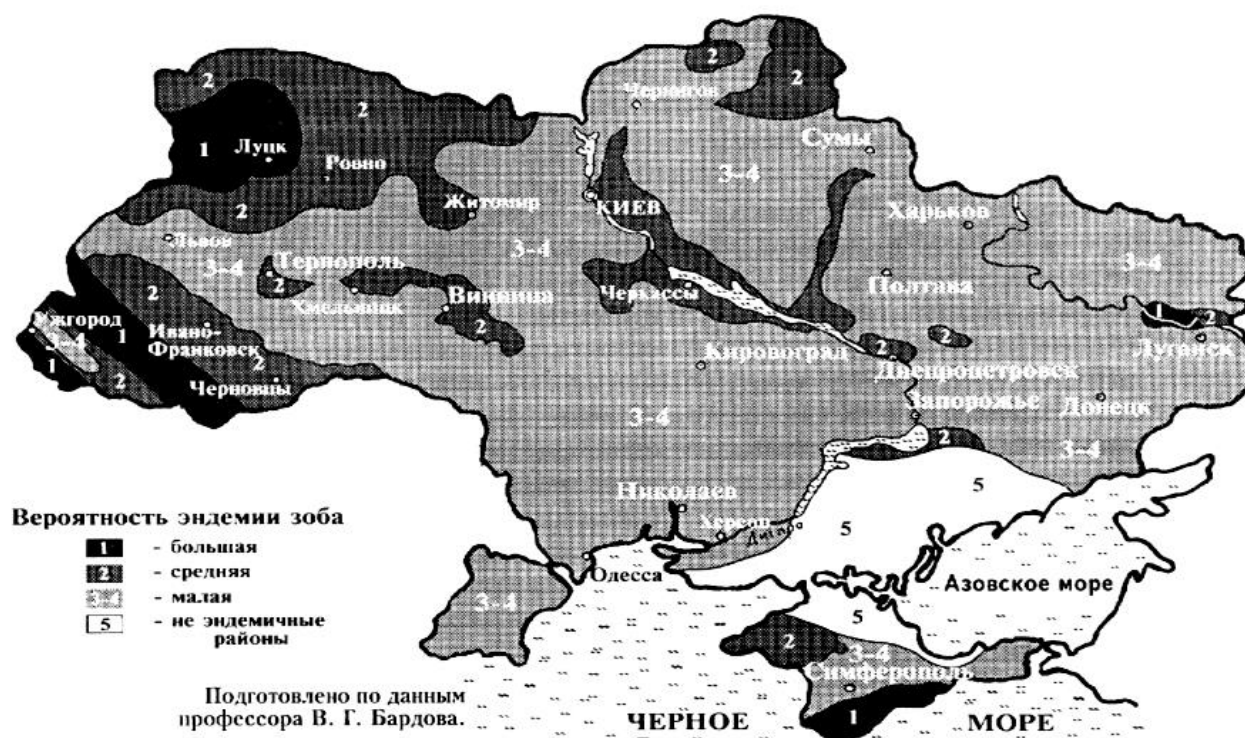


Рисунок 1.

Профілактикою йодозалежних захворювань є постійне забезпечення людей місцевих регіонів йодованою сіллю. Добове надходження йоду з їжею повинне становити 100-200 мкг. Йодовану сіль одержують, додаючи 25 г йодистого калію (KI) на 1 тону солі. Але йод із солі поступово випаровується. У щільній упаковці за 6 місяців його втрати становлять 30%, у порушеній упаковці – 80%, а в порушеній упаковці літньої пори – 90%. До того ж, вживання неорганічних препаратів йоду іноді зумовлює небажані ускладнення (алергічна нежить, висипка та ін.). У багатьох країнах з метою запобігання йодозалежних станів використовується йодована сіль, йодована вода, морські водорості, вироби з морських водоростей та інші морські продукти.

Бурі морські водорості (морська капуста) містять велику кількість йоду, мікро- та макроелементів, вітамінів, біологічно активних речовин, які сприяють засвоєнню йоду щитоподібною залозою і нормалізують її роботу. В сухому залишку морської капусти міститься 0,16-0,39 % йоду, тому її використовують у багатьох країнах світу для лікування зобу. В бурих морських водоростях до 95% йоду перебуває у вигляді органічних сполук, з яких 10% зв'язані з білком, тому йод водоростей добре засвоюється щитоподібною залозою, не викликає побічної дії і краще використовується на відміну від неорганічного йоду. Враховуючи цінні властивості цієї рослини і багатовіковий досвід її застосування, вчені і фахівці ДУ«ННЦРМ НАМН України» та ПАТ "Завод молочної кислоти",

розробили з бурі морської водорості – ламінарії дієтичну добавку еламін, яка доповнює нестачу йоду та інших мікро- та макроелементів в організмі. У сухому залишку еламіну містяться: біологічно активні вуглеводи (альгінати, ламінарин, фукоідан, манніт та ін.) – 42–47%; макро- та мікроелементи 35–40% [в мг/100 г: калій – 5250–6850; кальцій – 1090–2200; сірка – 1300–1500; магній – 1000–1300; фосфор – 300–450; йод – 150–300; залізо – 80–120; бром – 70–80; селен – 60–95; цинк – 2,0; марганець – 1,0; кобальт – 0,2 та ін.]; грубі органічні речовини (клітковина) – 8–12 %; білкові речовини – 6–9 %; ліпіди – 1,2–2,5 %; вітаміни груп А, В, D, Е – 0,01–0,02 %. Еламін містить збалансований комплекс мікро- та макроелементів в органічно зв'язаній формі. За вмістом калію, кальцію, заліза і особливо йоду еламін у кілька разів перевищує інші продукти харчування. Під час вживання морської капусти засвоюється лише 5-15% усіх її поживних речовин. А з еламіну ці поживні речовини засвоюються на 90-95% завдяки особливій технології його отримання. Альгінати, отримані з морських водоростей, є унікальними сорбентами, ефективність яких по відношенню до лантану, торію, америцію, урану, цирконію, рутенію становить біля 100 %, до стронцію – 80 %. Крім того, альгінати сприяють виведенню із організму свинцю цезію і церію. Радіозахисна дія альгінатів обумовлена здатністю до комплексоутворення з радіонуклідами згідно іонообмінному механізму дії. Концентрат еламіну отриманий з бурих морських водоростей містить до 40 % альгінової кислоти та її солей. Радіонуклідзв'язуюча активність еламіну становить в середньому 19,6 % відносно до ^{137}Cs і 52,8 % відносно до ^{85}Sr (за 12 годин контакту еламіну з розчинами ^{137}Cs і ^{85}Sr). Концентрат еламіну в умовах внутрішнього опромінення щурів (згодовування тваринам ^{137}Cs (0,6 кБк/тварину/добу, поглинута доза 0,31 сГр за 30 діб) прискорює виведення ^{137}Cs з організму. Додавання до щоденного раціону еламіну із розрахунку 200 мг/тварину призводило до збільшення виведення ^{137}Cs на 28,8 % через 30 діб від початку опромінення. При дослідженні впливу концентрату еламіну на динаміку накопичення радіонуклідів, гормональний статус, біохімічні показники, морфофункціональний стан секреторних клітин паравентрикулярного ядра (ПВЯ) гіпоталамуса, аденогіпофіза, щитоподібної залози, кіркового шару та мозкової речовини надниркових залоз щурів на фоні внутрішнього опромінення тварин ^{137}Cs упродовж 30 діб та при комбінованій дії зовнішнього опромінення (2,0 Гр) і стресу встановлені радіозахисні, антиоксидантні, мембраностабілізуючі та адаптогенні його властивості. Концентрат еламіну сприяв зниженню ендогенної інтоксикації, покращенню енергоplastичного забезпечення тканин тварин, стабілізації клітинних мембран організму, що в свою чергу призводило до покращення клітинного метаболізму. Еламін нормалізував морфофункціональні показники внутрішньоклітинних органел секреторних клітин ПВЯ гіпоталамуса, кортикотропних клітин аденогіпофіза, тироцитів щитоподібної залози, адренкортикоцитів кіркового шару та адреноцитів мозкової речовини надниркових залоз тварин, що сприяло підвищенню загальної резистентності організму за вищенаведених умов опромінення. Введення еламіну прискорювало процеси внутрішньоклітинної репарації шляхом посилення білоксинтетичної функції пошкоджених клітин, що в свою чергу впливало на функціональний стан секреторних клітин та сприяло підвищенню його енергетичного потенціалу.

На підставі проведених досліджень в ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України», (м. Київ) еламін рекомендовано: для поповнення потреби організму в мікро- та мікроелементах; для виведення радіонуклідів та важких металів і блокування їхнього накопичення в організмі; при захворюваннях щитоподібної залози, які зумовлені нестачею йоду, та для профілактики ендемічного зобу; при анеміях, пов'язаних з нестачею заліза; при нервових перенапруженнях; для нормалізації обміну речовин та підвищенню загальної резистентності організму [1,2,3].

За оцінкою Республіканського дитячого клінічного санаторію "Чайка" Міністерства охорони здоров'я Крима, (м. Євпаторія) встановлено: еламін має терапевтичну дію на функцію різних життєво важливих систем дитячого організму, що підтверджується нормалізацією клінічної картини, імунологічного балансу, позитивною динамікою виведення радіонуклідів. Рекомендовано застосовувати еламін в лікуванні хворих, які постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС та інших природних негативних чинників.

За оцінкою Буковинської державної медичної академії, (м. Чернівці) еламін рекомендовано: для поповнення нестачі йоду у хворих на ендемічний зоб; для поліпшення функціонального стану та структури щитоподібної залози; для профілактики і лікування йододефіцитних станів у дітей [4].

Кафедрою факультативної педіатрії Української стоматологічної академії (м. Полтава) було рекомендовано: застосовувати еламін у післяпологовому періоді для збільшення кількості материнського молока; застосовувати еламін у періоді лактаційної кризи для збереження природного вигодовування немовлят та подовження його тривалості [5].

На підставі проведених клінічних спостережень в дитячому протитуберкульозному санаторію „Ялинка”, (м. Київ) рекомендовано: додавати до комплексного лікування тубінфікованих дітей еламін для підвищення імунітету й опірності організму проти туберкульозного зараження, поліпшення здоров'я дитини. Треба відзначити про те, що застосування концентрату еламіну в таблетках у комплексному лікуванні тубінфікованих дітей упродовж 1,5 місяців на фоні хіміопрофілактики, п'ятиразового харчування, вживанні вітамінів, фруктів та соків призводило до підвищення опірності організму, про що свідчили функціональні проби з різними фізичними навантаженнями [6].

На підставі багаторічних експериментальних досліджень і клінічних спостережень рекомендовано вживати концентрат еламіну дітям по 0,5 г, або 1 таблетку щодобово упродовж 1,5 місяців, для дорослих – по 1,0 г.

Для промислових підприємств і підприємств громадського харчування розроблено понад 20 видів продукції з використанням еламіну (хліб, пряники, печиво, майонез, консерви м'ясні і м'ясорослинні та ін.) і понад 100 рецептур страв лікувально-профілактичного харчування з еламіном.

Вченими провідних Інститутів України розроблений і виданий «Чорнобильінтерінформом» (Київ, 1996 р.) збірник рецептур страв профілактичного харчування з додаванням дієтичних добавок, в тому числі понад 100 страв з еламіном [7]. Еламін випускається на ПАТ «Завод молочної кислоти», (м. Київ, вул. Фрунзе, 53; тел. (044) 417-70-11) у вигляді сухого концентрату в порошку і в таблетках із вмістом сухих речовин 90-93% для промислових підприємств, підприємств громадського харчування, санаторіїв, лікувальних установ у пакетах по 1 кг. Для реалізації населенню через торговельну мережу – в пакетах по 50 г і в таблетках по 60 шт. в упаковці.

ЛІТЕРАТУРА

1. Назаров В.П., Дерев'янка Л.П. Еламін та його застосування в протирадіаційному харчуванні // Мед. консультант. – 1997. – № 2. – С. 27–29.
2. Протирадіаційне харчування як один із медичних заходів мінімізації наслідків аварії на ЧАЕС / Л.П.Дерев'янка, Н.П.Атаманюк, В.В.Талько, А.М.Яніна, Л.А.Горчакова, Г.М.Гришко // Медичні наслідки аварії на Чорнобильській атомній електростанції / За ред. О.Ф.Возіанова, В.Г.Бешешка, Д.А.Базики. – Київ: ДІА, 2007. – С. 726–748.
3. Дерев'янка, Л.П. Коригування порушень в гіпоталамо-гіпофізарно-наднирковій та симпатoadреналовій системах із застосуванням концентрату еламіну при дії тривалого внутрішнього опромінення тварин ^{137}Cs // Екзо- та ендоекологічні аспекти здоров'я людини: Матеріали наук. праць міжнародної науково-практичної конф. – Ужгород, 2011 – С. 108–110.
4. Кроха Н.В., Дерев'янка Л.П., Нечитайло Ю.М., Сорокман Т.В. та ін. Харчова добавка Еламін в терапії дітей, хворих на ендемічний зоб // Буковинський медичний вісник. 2000. – № 1. – С. 63–69.
5. Ковальова О.М. Використання Еламіну з метою корекції гіпогалактії. / В кн.: Нові технології при вирішенні медико-екологічних проблем. Київ.– 2000. – С. 41–43.
6. Борисов Б.М., Соколовська О.П., Дерев'янка Л.П. „Застосування біологічно-активних харчових добавок „Еламіну” і „Карательки в комплексному лікуванні тубінфікованих дітей. Звіт. 2001. – 20 с.
7. Кульчицька В.П., Карпенко П.О., Кравченко М.Ф. Збірник рецептур страв для лікувально-профілактичного харчування з використанням біологічно-активних добавок /Київ. Чорнобильінтерінформ. 1996.–135 с.

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕННЯ МОЛОКА НА ПРИКЛАДІ ПРИВАТНИХ ГОСПОДАРСТВ НЕМИРІВКИ

Ю. А. Нетреба, О.Л. Мисловський,

Інститут сільського господарства Полісся НААН

Постановка проблеми. Радіоактивне забруднення, що утворилося в результаті Чорнобильської аварії, формувалося в складних умовах. Насамперед, викид радіоактивних речовин відбувався протягом тривалого часу з різних частин активної зони, що спричинило різний ступінь вигорання палива і відповідно, різний радіонуклідний склад викиду [1, 2]. Період, впродовж якого радіонукліди викидалися в атмосферу, обумовив їх фізико-хімічні властивості. Метеорологічні умови, що формувалися протягом цього часу, призвели до того, що радіоактивне забруднення території виявилось надто складним і неоднорідним як за своїм рівнем, так і за радіонуклідним складом, ускладнювало роботу щодо його оцінки [3, 4].

За інформаційно-аналітичними матеріалами з питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи Кабінету Міністрів України [5] сучасний радіоекологічний стан сільськогосподарських угідь, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС, сформувався під впливом декількох основних факторів:

- зменшення щільності забруднення ґрунту радіонуклідами за рахунок радіоактивного розпаду радіонуклідів;
- зменшення рухомості радіонуклідів у ланці «ґрунт – рослина – продукція тваринництва» за рахунок їх іммобілізації ґрунтово-поглинальним комплексом;
- зміна соціально – економічних умов на забруднених територіях, серед яких розпаювання землі, ліквідація громадських господарств, зменшення обсягів, або повне припинення проведення контрзаходів, спрямованих на зниження рівнів забруднення продукції та дозових навантажень на населення.

Тому радіаційний моніторинг у сфері агропромислового комплексу відіграє важливу роль при оцінці впливу радіаційних факторів на людину, є основним джерелом одержання інформації про просторовий розподіл радіоактивних, у тому числі техногенних елементів або їх ізотопів і закономірності їх мобілізації, транзиту, локалізації та фіксації. Велике значення при цьому має аналіз міграції радіонуклідів по трофічних ланках, оскільки споживання продуктів харчування, які містять радіоактивні речовини, обумовлює внутрішнє опромінення населення, що проживає на території Полісся України. Виходячи з цього, в умовах радіоактивного забруднення важливим є пошук дієвих заходів, які сприяли б зниженню надходження радіонуклідів до людини.

Методика досліджень. Моніторингові дослідження проводили на базі Інституту сільського господарства Полісся НААН на території господарств області в II-IV зонах радіоактивного забруднення на дерново-підзолистих і торфово-болотних ґрунтах. Об'єктом досліджень є багаторічні природні та багато- і однорічні культурні ценози, які відрізняються ботанічними і біологічними особливостями та ступенем радіаційного забруднення та молочна продукція.

У роботі використані дані (2007-2010 рр.) по радіологічному моніторингу лукопасовищного кормовиробництва господарств північних районів Житомирської області та забрудненості молока радіонуклідами.

Питома активність ^{137}Cs у зразках визначалась за загальноприйнятою методикою в лабораторії Відродження земель радіаційної зони та лабораторії агрохімії, які сертифіковані згідно ДСТУ.

Результати досліджень.

Доза опромінення людини зумовлена, в основному, внутрішнім опроміненням за рахунок надходження радіонуклідів ^{137}Cs до організму з продуктами харчування. Основними дозоутворюючими продуктами є продукти тваринництва – молоко і молокопродукти, м'ясо і м'ясопродукти, які формують 80-90% цієї дози, хліб і хлібопродукти, картопля, овочі та фрукти – формують 8-16%.

Динаміка концентрації ^{137}Cs у молоці відображає процеси, що відбуваються у ланці ґрунт-рослина. Тому впродовж 2007-2010 років здійснювався моніторинг динаміки концентрації цезію-137 у молоці корів, вироблюваному в приватному секторі села Немирівка Коростенського району Житомирської області.

Як свідчать дані по сезонній забрудненості молока, за усередненими показниками, перевищення допустимого рівня забруднення зазначеної продукції відмічено по окремому господарству (подвір'я № 2), перевищуючи більш ніж у 2 рази у березні та квітні (Рис. 1).

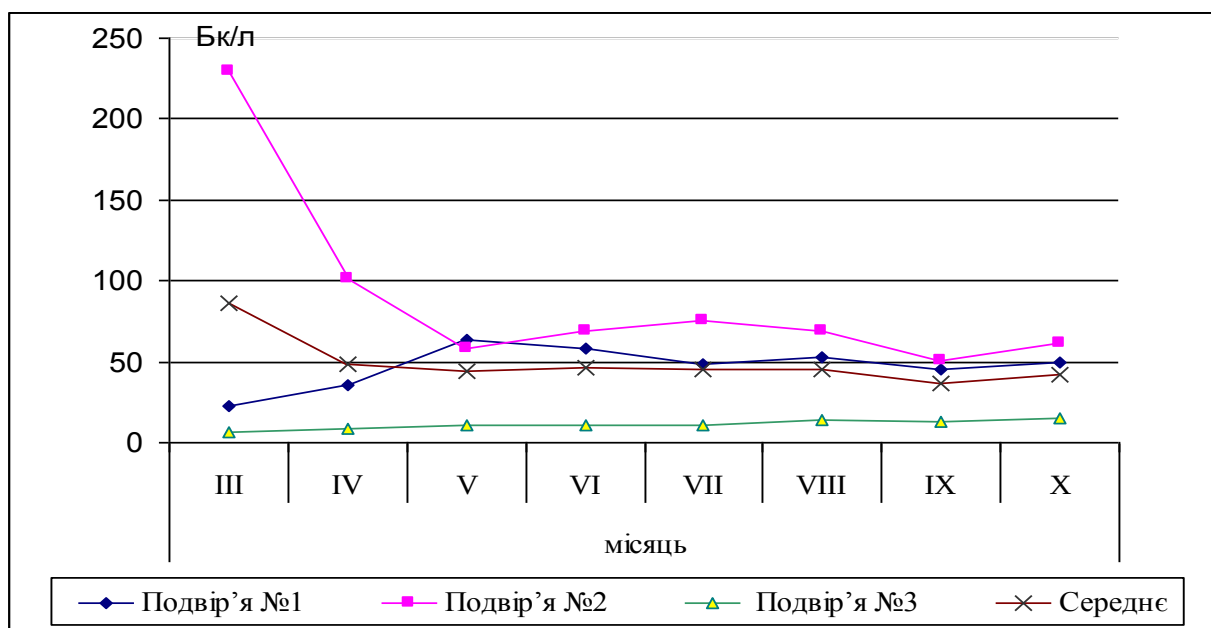


Рисунок 1 – Сезонна динаміка забрудненості молока по окремих садибах приватного сектору с. Немирівка Коростенського району

У стійловий період в раціон корів входять сіно і інші корми, заготовлені господарями цих садиб, які мають високу питому активність – добовий раціон у першому господарстві складає 1844,5, другому – 3820,0 та третьому 606,0 Бк/кг. По цьому господарству відмічений також найвищий коефіцієнт переходу радіоактивного цезію з ґрунту в рослини (1,4) та з корму у молоко (6,03) у ранньовесняний період. По двох інших садибах аналогічні показники змінювались в межах 0,2-0,4 та 1,14-1,35 відповідно.

Впродовж пасовищного періоду, коли вся худоба паслась на одному пасовищі, по всіх господарствах з травня по жовтень, перевищень допустимого рівня (ДР-2006) не відмічено і молочна продукція перебувала у межах встановлених нормативів (ДР-06).

Питома активність радіонуклідів у кормах (буряки цукрові, столові, кормові) у господарствах, знаходилась у допустимих межах і становила за усередненими показниками 17,3-29,6 Бк/кг (табл. 1), картоплі – у середньому 12,3 Бк/кг.

Найбільші величини КП ^{137}Cs спостерігаються на сьогодні для природних та сіяних трав, що вирощуються на дерново-підзолистих піщаних, супіщаних та торфово-болотних ґрунтах, які знаходяться на території радіоактивного забруднення. Це є причиною перевищення допустимих рівнів забруднення радіоцезієм сільськогосподарської продукції, в тому числі молока і м'яса ВРХ.

Велика частка виділених сінокосів і пасовищ лежить на гідроморфних органогенних чи дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах, що здебільшого розміщені в пониженнях і заплавах річок і є перезволоженими ґрунтами з високим рівнем ґрунтових вод. Оскільки коефіцієнти переходу з таких типів ґрунтів у рослинність досить високі, корми для відгодівлі худоби у населення характеризуються значним рівнем радіоактивного забруднення. Внаслідок цього, у значній кількості приватних підсобних господарств ще й досі виробляється м'ясо-молочна продукція, у якій питома активність радіонуклідів значно перевищує встановлені державні нормативи. Як наслідок, окрема частина населення північних районів Житомирської області і дотепер отримує додаткову дозу внутрішнього опромінення і як результат ефективна доза опромінення сягає і перевищує 2 мЗв на рік. У таких населених пунктах необхідне обов'язкове та першочергове комплексне проведення запобіжних заходів.

Таблиця 1 – Питома активність радіонуклідів у молоці, кормах, 2009-2010 роки

№ вар.	Дата відбору проб	Продукція	Населений пункт	Питома активність радіонуклідів, Бк/кг (л)			
				¹³⁷ Cs	40K	226Ra	232Th
1	2	3	4	5	6	7	8
1.	7.04.09	молоко	Немирівка1	19,2	73,8	8,58	8,49
2.	9.04.09	сироватка	Немирівка2	12,9	82,5	6,82	7,32
3.	9.05.09	молоко	Немирівка1	27,6	142	11,4	11,4
4.	12.05.09	сироватка	Немирівка1	31,4	90	17,6	7,98
5.	9.05.09	молоко	Немирівка2	35,8	105	12,8	9,14
6.	12.05.09	сироватка	Немирівка2	31,8	96,6	14	8,79
7.	9.05.09	молоко	Немирівка	50,8	187	16,1	20,3
8.	12.05.09	сироватка	Немирівка	40,0	80,5	20,2	4,88
9.	13.07.09	молоко	Немирівка	40,8	99	13,4	8,56
10.	13.07.09	сироватка	Немирівка	44,1	106	12,6	8,93
11.	13.07.09	молоко	Немирівка1	47,4	114	14,8	8,73
12.	13.07.09	сироватка	Немирівка1	48,3	117	12,7	8,84
13.	13.07.09	молоко	Немирівка2	51,6	185	13,1	10,5
14.	13.07.09	сироватка	Немирівка2	50,8	152	14,2	6,5
15.	7.08.09	молоко	Немирівка	64	142	29,2	16,3
16.	7.08.09	сироватка	Немирівка	64,3	103	23,1	6,23
17.	7.08.09	молоко	Немирівка1	67,3	97,1	19,6	11
18.	7.08.09	сироватка	Немирівка1	66	105	12	9,5
19.	7.08.09	молоко	Немирівка2	72	110	16,4	8,07
20.	7.08.09	сироватка	Немирівка2	71,5	93,1	11	11,5
21.	23.04.09	сіно	Немирівка	144	781	44,5	44,6
22.	24.04.09	січка	Немирівка	184	1430	101	116
23.	23.04.09	сіно	Немирівка2	350	1210	84,5	95,1
24.	23.04.09	сіно	Немирівка1	155	766	61,4	51,8
25.	22.07.09	сіно	Немирівка2	816	1700	203	165
26.	22.07.09	сіно	Немирівка1	519	1920	210	222
27.	24.04.09	Буряки	Немирівка1	29,6	295	23,4	34,7
28.	24.04.09	Буряки	Немирівка1	22,6	249	21,8	21,3
29.	27.04.09	Буряки	Немирівка	22,6	307	27,2	45,8
30.	27.04.09	картопля	Немирівка	10,3	198	15,4	11,3
31.	26.10.09	картопля	Немирівка1	12,3	222	16,6	15,8
32.	26.10.09.	картопля	Немирівка2	14,4	200	23,9	16,5
33.	21.05.10	сіно	Немирівка1	100	994	77,2	55,5
34.	21.05.10	молоко	Немирівка1	18,6	54,6	11,3	3,5
35.		сироватка	Немирівка1	15,3	60,3	7,75	3,41
36.	7.07.10	молоко	Немирівка1	55,3	59,0	24,0	5,28
37.	15.07.10	молоко	Немирівка1	58,8	71,3	16,6	4,59
38.		сироватка	Немирівка1	60,5	75,4	19,9	5,7

Примітка. 1-перше подвір'я, 2- друге подвір'я.

Висновки. Мінімізація колективної дози опромінення населення реалізується шляхом зменшення потоків радіонуклідів у раціон населення з місцевими продуктами харчування завдяки здійсненню контрзаходів у сільськогосподарському виробництві, вибір і планування яких проводиться з обов'язковим виконанням оптимізаційних процедур, а їх впровадження - за очікування такої ефективності цих заходів, яка може істотно вплинути на радіаційний стан.

Найкритичнішим продуктом буде, як і раніше, молоко, одержане від корів, які випасались на угіддях, що не поліпшувались через складні природні умови або нестачу коштів. На жаль, ще й тепер населенню виділяють для випасання худоби пасовища та сінокоси з високими коефіцієнтами переходу ¹³⁷Cs у траву. Внаслідок заболоченості на них не можна виконати меліоративні роботи і вони залишаються критичними ще тривалий час. Якщо докорінне чи поверхнєве поліпшення таких

угідь надалі буде неможливим, то слід забезпечити контроль за використанням сіна з них лише для відгодівлі молочного та м'ясного молодняка.

Перелік посилань

1. Бондаренко Г. Н. Геохимические аспекты естественной деkontаминации наземных экосистем / Г. Н. Бондаренко // Наука – Чернобыль. – 96 : сб. докл. науч.-практ. конф. – К., 1997. – С. 84- 87.
2. Десять лет после аварии на Чернобыльской АЭС // Национальный доклад Украины / Минчернобыль. – К., 1996.
3. Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии [сводные данные, июнь 1991 – февраль 1994г.] : с. 4 – К., 1994. – 241 с.
4. A fast method for the determination of strontium-89 and strontium-90 in environmental samples and its application to the analysis of strontium-90 in Ukrainian soils / M. Filss. W, Botsch, J. Handl, R. Michel // Radiochim Acta. – 1998. – 83. – P. 81-92.
5. Інформаційно-аналітичні матеріали з питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи [електронний ресурс] : <http://komekolog.rada.gov.ua/komekolog/control/uk/doccatalog/list?currDir=47064>

ОБҐРУНТУВАННЯ Й ПРОПОЗИЦІЇ ДО НОВОЇ КОНЦЕПЦІЇ ЛІКВІДАЦІЇ НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ В УКРАЇНІ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД

Бази́ка Димитрі́й Анатолі́євич, Омеля́нець Микола Іванович

ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України»

За майже 30 років наслідки Чорнобильської катастрофи в Україні, які виникли після вибуху ядерного реактора на ЧАЕС, не ліквідовано. Проблема ліквідації наслідків катастрофи залишається актуальною. Тому напередодні четвертого десятиліття від часу виникнення в країні цього лиха в даній роботі ми поставили за мету визначити перелік існуючих проблем в ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи та обґрунтувати й пропонувати нову концепцію їх вирішення у віддалений період. В основу методології дослідження покладено системний аналіз й узагальнення накопичених знань та досвіду ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи за 28 років та вироблення на їх підставі стратегії її ліквідації на перспективу.

Найважливішим в оцінці наслідків Чорнобильської катастрофи слід визнати неможливість забезпечити атомні електростанції від небезпеки великомасштабних аварій. Сама велика у світі за всю історію людства ядерна техногенна аварія, що відбулася в квітні 1986 р. на четвертому енергоблоці ЧАЕС, у березні 2011 р. повторилася в ще більшому масштабі (за кількістю зруйнованих реакторів) на АЕС Фукусіма в Японії. Наслідки обох їх обумовили більше ніж на декілька сотень років майже глобальне радіоактивне забруднення об'єктів навколишнього природного середовища на Земній кулі й опромінення більше половини людей планети Земля. Нині у світі експлуатується понад 450 атомних реакторів у більше ніж 30 країнах і МАГАТЕ прогнозує у наступні 20 років зростання їх кількості в глобальному масштабі, навіть незважаючи на аварію на японській АЕС Фукусіма. В Україні експлуатується 15 атомних реакторів й Енергетичною стратегією до 2030 р. планується ввести ще 22. Зважаючи на обсяги розвіданих покладів урану (шосте місце у Світі) в Україні АЕС ще можуть довго слугувати основою її енергетичної безпеки. Проте незважаючи на здійснювані у світі заходи з підвищення ядерної й радіаційної безпеки аварії на АЕС не можуть бути виключені. Вірогідність катастроф на АЕС неймовірно зростає в зв'язку з можливими терористичними атаками, військовою агресією Російської Федерації проти України. Зростає і ядерна загроза, про що свідчить заява в березні 2014 р. в Російській Думі керівника фракції ЛДПР Жириновського про те що за потреби Росія перетворить США в ядерний смітник. У зв'язку з порушенням Російською Федерацією Будапештської угоди 1994 р. про без'ядерний статус України ядерні країни не стануть відмовлятися від ядерної зброї для захисту своєї незалежності та розвивати атомну промисловість.

Минулі часи свідчать, що при масштабах катастроф типу Чорнобильської ліквідувати її радіаційно-екологічні наслідки практично неможливо. З урахуванням періодів напіврозпаду викинуті

з реактора цезій і стронцій будуть знаходитися в довкіллі 250-300 років, а трансуранові елементи – десятки мільйонів років. Уже після 1994 р. у зв'язку із соціально-економічною кризою в країні почали зменшуватися обсяги радіологічних контрзаходів й у останнє десятиріччя поліпшення радіоекологічної ситуації на радіоактивно забруднених територіях відбувається переважно за рахунок природних автореабілітаційних процесів. Не була в повному обсязі виконана Загальнодержавна програма ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи на 2006-2010 роки. Досі не прийнято постанову Верховної Ради України по результатах парламентських слухань 17.04.2013 р. на тему: "Про стан, заходи та перспективи подолання наслідків Чорнобильської катастрофи". Нині заходи з ліквідації наслідків катастрофи здійснюються без державної програми: розроблені в країні спочатку Загальнодержавна цільова соціальна програма подолання наслідків Чорнобильської катастрофи на 2012-2016 роки, а потім Загальнодержавна програма ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи на 2014-2018 роки урядом до затвердження Верховною Радою України так і не подавалися. Проте, як видно із наведених у табл. 1 даних, обсяги видатків на здійснення заходів радіологічного, соціального й медичного захисту постраждалих після 2010 р. незначно зростали, але на 2014 р. вони зменшилися.

В умовах існуючої й прогнозованої соціально-політичної й економічної кризи та воєнного стану в країні очікується подальше падіння валового внутрішнього продукту, заморожування зарплат і соціальних виплат. Тому на наступні роки слід очікувати подальшого зменшення обсягів фінансування чорнобильських програм, особливо заходів радіологічного захисту населення та соціально-екологічного відродження території, що зазнала радіоактивного забруднення.

Таблиця 1 - Обсяги видатків Державного бюджету України на здійснення заходів радіологічного, соціального й медичного захисту постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи у 2010-2014 рр., млн. грн.

Назва державної бюджетної програми класифікації видатків	2010 р.	2011 р.	2012 р.	2013 р.	2014 р.
Соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи <i>(відповідно до стратегії оптимізації кількості бюджетних програм, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 06.04.2011 №292 „Питання оптимізації кількості бюджетних програм”, Мінсоцполітики в 2012 році зменшено кількість бюджетних програм соціального захисту громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, з дев'яти до однієї)</i>	2465,5	2464,3	2592,7	2623,1	2623,1
Забезпечення житлом громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи	0,0	150,0	150,0	157,5	300,0*)
Комплексне медико-санітарне забезпечення та лікування онкологічних захворювань із застосуванням високовартісних медичних технологій громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи	6,3	11,3	50,0	49,9	46,2
Радіологічний захист населення та екологічне оздоровлення території, що зазнала радіоактивного забруднення	1,2	4,8	4,8	4,3	2,2
Підтримка екологічно безпечного стану в зонах відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення	32,39	32,39	32,39	32,39	16,19
Наукове забезпечення робіт та інформаційні системи щодо ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи	3,49	3,49	3,49	3,98	3,53
Разом	2508,9	2666,3	2833,4	2871,2	2866,2

Примітка: *) – витрати на забезпечення житлом громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, входять в програмну класифікацію видатків «Забезпечення житлом інвалідів війни, воїнів-інтернаціоналістів, громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, інвалідів по зору та слуху, військовослужбовців, звільнених у запас або у відставку, для відселення їх із закритих та віддалених від населених пунктів військових гарнізонів»

Складною залишається ситуація з визначенням масштабів радіоактивного забруднення, меж зон радіоактивного забруднення та переліку радіоактивно забруднених населених пунктів. У 1991 р.

національним законодавством [1-3] до радіоактивно забруднених були віднесені території 12 областей, 73 адміністративних районів та 2293 населених пунктів у них.

Наведені в табл. 2 за результатами дозиметричної паспортизації населених пунктів 2011 р. [4] дані свідчать про значне поліпшення радіоекологічної ситуації й зменшенні паспортних доз опромінення населення на цих територіях. Із 1977 паспортизованих у межах зон радіоактивного забруднення радіоактивно забрудненими можуть лишитися лише 126. Відповідно до чинного законодавства та з урахуванням результатів експертної оцінки, яку в 2013 р. підготувала НКРЗУ, межі зон радіоактивного забруднення та перелік населених пунктів можуть бути зменшені. З юридичної та радіаційно-гігієнічної точок зору перегляд буде правомочним і засвідчить факт зменшення рівнів радіоактивного забруднення нижче національних критеріїв, що забезпечують можливість проживання і трудової діяльності населення без обмежень за радіаційним фактором, а саме одержання додаткової за рахунок забруднення території радіоактивними ізотопами дози, яка не перевищує рівня опромінення 1,0 мЗв (0,1 бер) за рік. На виведених за межі зони забруднення територіях уже не буде потреби у вжитті заходів щодо радіаційного захисту населення та інших спеціальних втручань, спрямованих на необхідність обмеження додаткового опромінення населення, зумовленого Чорнобильською катастрофою, та забезпечення його нормальної господарської діяльності. Проте перегляд не означатиме, що радіаційна ситуація на цих територіях повернулася до доаварійного рівня. Тому ці території та населені пункти на них повинні ще мати статус забруднених радіоактивними речовинами внаслідок вибуху атомного реактора на ЧАЕС. За масштабами радіоактивного забруднення й тривалості можливої дії на людську популяцію вони можуть бути віднесені до так званих біогеохімічних провінцій. За словником медичних термінів, біогеохімічна провінція - територія, яка характеризується підвищеним або пониженим вмістом одного або декількох хімічних елементів в ґрунті або воді, а також в організмах проживаючих на них людей, тварин і рослин. В її межах у людини можуть спостерігатися певні ендемічні хвороби, безпосередньо пов'язані з дефіцитом чи надлишком цих елементів та інфекційні захворювання в результаті особливостей формування біогеоценозів.

Таблиця 2 - Розподіл населених пунктів за дозовими інтервалами згідно результатів загальнодозиметричної паспортизації 2011 р.

Область	Кількість населених пунктів:					
	усього підлягають паспортизації	паспор- тизовані у 2011 р.	інтервали паспортних доз 2011 р., мЗв за рік			
			≤ 0,5	0,5 - ≤ 1	1 < - ≤ 5	> 5
Вінницька	89	89	89	0	0	0
Волинська	166	165	160	5	0	0
Житомирська	700	635	582	45	8	0
Ів.-Франківська	5	5	5	0	0	0
Київська	469	406	402	4	0	0
Рівненська	339	334	270	47	17	0
Сумська	11	10	10	0	0	0
Тернопільська	10	10	10	0	0	0
Хмельницька	9	9	9	0	0	0
Черкаська	103	103	103	0	0	0
Чернівецька	14	14	14	0	0	0
Чернігівська	248	197	197	0	0	0
Усього	2163	1977	1851	101	25	0

Територія пропонованої провінції характеризується підвищеним вмістом в ґрунті, воді, атмосферному повітрі, виробничих, побутових та житлових приміщеннях, сільськогосподарській продукції, харчових продуктах, а також в організмах проживаючих в ній людей, тварин і рослин, лікарських травах, лісових ягодах та грибах цезію, стронцію, плутонію та америцію й їх дочірніх продуктів розпаду. Ці хімічні елементи є штучними радіоактивними, обумовлюють іонізуюче випромінювання й формують зовнішнє та внутрішнє опромінення. Вони утворилися внаслідок вибуху реактора атомної електростанції. Аварійне забруднення та опромінення додаються до існуючого природного радіаційного фону, глобальних випадіння після випробувань атомної і ядерної

зброї в 60-70-х роках минулого сторіччя, техногенно підсиленого радіаційного фону та медичного опромінення.

На відміну від природних це буде антропогенно радіоактивно забруднена територія, яка в Україні може мати назву «Українська чорнобильська радіобіогеохімічна провінція». За існуючими радіаційно-гігієнічними нормами та правилами умови життя та праці в її межах мають регулюватися чинними Нормами радіаційної безпеки та санітарними правилами забезпечення радіаційної безпеки. У ній мають здійснюватися моніторинг радіоактивного забруднення об'єктів навколишнього природного середовища, виробничих, побутових і житлових приміщень, предметів побуту та продуктів харчування, доз опромінення мешканців і спостереження за їх здоров'ям.

Географічно в ній мають бути усі нині віднесені до радіоактивно забруднених території Вінницької, Волинської, Житомирської, Івано-Франківської, Київської, Рівненської, Сумської, Тернопільської, Хмельницької, Черкаської, Чернівецької та Чернігівської областей. За рівнями забруднення вона має бути поділена на зону радіаційно небезпечних земель, зону радіоактивно забруднених земель та зону радіобіогеохімічної провінції. До першої слід віднести нинішні території зони відчуження і відселеної частини зони безумовного (обов'язкового) відселення, до другої – нинішні території не відселеної зони безумовного (обов'язкового) відселення та частини зони гарантованого добровільного відселення, в якій населення ще отримує дози опромінення більше 0,5 мЗв за рік, до третьої – території зони гарантованого добровільного відселення та зони посиленого радіоекологічного контролю, в яких населені пункти будуть виведені за межі зон радіоактивного забруднення.

Існування «Української чорнобильської радіобіогеохімічної провінції» вимагає вирішення надзвичайно важливої проблеми, а саме наявності даних щодо індивідуальних доз опромінення людей. Фактично їх у країні немає. Існуючі реконструйовані розрахункові ретроспективно-прогнозні з 1986 по 2055 рік дані щодо доз опромінення [5] є середніми по населеному пункту. З 1986 по 1997 рік вони надані як щорічні, а на наступні роки – за періодами. За минулі роки вони не змінювалися й не уточнювалися. На пропонованій радіобіогеохімічній провінції слід продовжити моніторинг доз опромінення населення. Її основою могла б стати передбачена постановами Кабінету Міністрів України ще з 1999 р. єдина державна система контролю й обліку індивідуальних доз опромінення населення [6, 7]. Але вона досі не діє й у країні не ведеться контроль і облік індивідуальних доз опромінення населення.

Загальновідомо, що реакції індивідуумів на одну й ту ж геохімічну ситуацію в біогеохімічній провінції можуть бути різними. Одні організми відноситимуться до надлишку хімічних елементів індиферентно і легко будуть адаптуватися, інші змінювати форму, розмір тіла й деякі інші ознаки без патологічних реакцій і організм як правило буде нормально рости і розвиватися, треті будуть не в змозі адаптуватися і хворітимуть. Внаслідок виникатимуть ендемічні або геохімічні хвороби. Пропонована радіобіогеохімічна провінція вже може бути охарактеризована як ендемічна по раку щитоподібної залози внаслідок її опромінення радіонуклідами йоду, злоякісних новоутворень різних органів і систем, інвалідизації потерпілих дітей, непухлинної захворюваності тощо [8-10]. Тому в ній слід продовжити моніторинг стану здоров'я її мешканців впродовж декількох поколінь. У наслідках дії іонізуючого випромінювання слід урахувувати дію хімічних та радіоактивних речовин, що особливо важливо в зв'язку з висновками та рекомендаціями спільної доповіді ВООЗ та ООН «State of the Science of Endocrine Disrupting chemicals» (19.02.2013, Женева) й утворювану від дії іонізуючого випромінювання колективну дозу та нестохастичні наслідки опромінення. Для цього слід законодавчо забезпечити продовження функціонування Державного реєстру України осіб, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи.

Висновки та пропозиції.

1. З урахуванням поліпшення в кінці третього десятиліття після вибуху атомного реактора на ЧАЕС радіаційно-екологічної ситуації й майбутнім переглядом меж зон та переліку віднесених до радіоактивно забруднених населених пунктів в Україні необхідна зміна концептуальних підходів до ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи у віддалений період.

2. В основу нової концепції ліквідації в Україні наслідків Чорнобильської катастрофи на поточне сторіччя покласти такі підходи:

а) розділити в межах України території, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, на зону радіаційно небезпечних земель, зону радіоактивно забруднених земель та зону радіобіогеохімічної провінції. До першої слід віднести нинішні території зони відчуження й відселеної частини зони безумовного (обов'язкового) відселення, до другої – нинішні території не відселеної частини зони безумовного (обов'язкового) відселення та частини зони

гарантованого добровільного відселення, у якій населення ще отримує дози опромінення більше 0,5 мЗв за рік, до третьої - території зони гарантованого добровільного відселення та зони посиленого радіоекологічного контролю, у яких населені пункти будуть виведені за межі зон радіоактивного забруднення й доза опромінення в них не буде перевищувати 0,5 мЗв за рік;

б) в зоні радіаційно небезпечних земель ліквідацію наслідків Чорнобильської катастрофи здійснювати в рамках заходів з виведення ЧАЕС з експлуатації та перетворення об'єкта "Укриття" на екологічно безпечну систему в рамках державної бюджетної програми класифікації видатків "Підтримка екологічно безпечного стану в зонах відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення". Для цього слід внести зміни та доповнення до Загальнодержавної програми зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему.

В зоні радіоактивно забруднених земель ліквідацію наслідків катастрофи здійснювати на підставі вимог чинного чорнобильського законодавства з проведенням заходів соціального й медичного захисту постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи й радіологічного захисту населення та екологічного оздоровлення території, що зазнала радіоактивного забруднення.

В зоні радіобіогеохімічної провінції відміняється здійснення контраходів та інших спеціальних втручань, спрямованих на необхідність обмеження додаткового опромінення населення, зумовленого Чорнобильською катастрофою, та забезпечення його нормальної господарської діяльності, забезпечується соціально-економічна реабілітація населених пунктів й створюються умови для проживання і трудової діяльності населення без обмежень за радіаційним фактором за умови не перевищення додаткової за рахунок забруднення території радіоактивними ізотопами дози опромінення 0,5 мЗв (0,05 бер) за рік, радіаційний захист населення здійснюється на підставі вимог Норм радіаційної безпеки й санітарних норм та правил. У ній мають здійснюватися моніторинг радіоактивного забруднення об'єктів навколишнього природного середовища, виробничих, побутових і житлових приміщень, предметів побуту та продуктів харчування, доз опромінення мешканців і спостереження за їх здоров'ям. За мешканцями цієї зони залишається статус постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи за чинним законодавством з встановленням пільг та компенсацій лише особам з реалізованим радіаційним ризиком.

Обов'язковою умовою реалізації концепції має бути науковий супровід. Межі зон можуть змінюватися за наслідками моніторингу радіоекологічної ситуації та доз опромінення населення.

3. Пропоновані зміни спрямовані на отримання соціально-економічного ефекту й забезпечать скорочення витрат держави на ліквідацію наслідків Чорнобильської катастрофи й вимагають нормативно-правового регулювання через вдосконалення чинного законодавства.

4. Зважаючи на можливість транскордонного переносу радіоактивного забруднення при радіаційних інцидентах вважати необхідним пропонувати прийняття конвенції з дієвого міжнародного захисту об'єктів ядерної енергетики та інших ядерно небезпечних об'єктів в разі військових дій та злочинних терористичних атак

Список літератури

1. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи [Електронний ресурс] / Закон України від 27 лютого 1991 р. № 791а-ХІІ - Режим доступу : <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791a-12>.

2. Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи [Електронний ресурс] / Закон України від 28 лютого 1991 р. № 796-ХІІ - Режим доступу : <http://zakon.rada.gov.ua/go/796-12>.

3. Про організацію виконання постанов Верховної Ради Української РСР про порядок введення в дію законів Української РСР "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи" та "Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи" [Електронний ресурс] / Постанова Кабінету Міністрів України від 23.06.1991 р. № 106. - Режим доступу : <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/106a-91-n>.

4. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи. Дані за 2011 р. Збірка 14 [Електронний ресурс]. - К. : МОЗ України, НАМН України, МНС України, Держагенство України з управління зоною відчуження, ДУ «ННЦРМ НАМН України», НДІ радіаційного захисту

АТН України ; 2012. – Режим доступу : [http : // zakon.rada.gov.ua
www.mns.gov.ua/files/2012/8/13/Zbirka14.pdf](http://zakon.rada.gov.ua/www.mns.gov.ua/files/2012/8/13/Zbirka14.pdf).

5. Ретроспективно-прогнозні дози опромінення населення та загальнодозиметрична паспортизація 1997 р. населених пунктів України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 1986-1997 рр.: Збірка 7. / МНС України, МОЗ України, НЦРМ АМН України, ІРЗ АТН України. – К., 1997. – 155 с.

6. Про порядок створення єдиної державної системи контролю і обліку індивідуальних доз опромінення населення. Постанова КМУ від 16.03.1999 № 406.

7. Про затвердження порядку створення єдиної державної системи контролю і обліку індивідуальних доз опромінення населення. Постанова КМУ від 23.04.2001 № 379.

8. Інформаційно-аналітичні матеріали з питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи : парламентські слухання [Текст] / Кабінет Міністрів України. – К. : 2013. – 65 с.

9. Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи : 1986-2011 : монографія [Текст] / А. М. Сердюк [та ін.] ; за ред. А. М. Сердюка, В. Г. Бебешка, Д. А. Базики. – Тернопіль : ТДМУ, 2011. – 1092 с.

10. Прес-реліз до 27-х роковин Чорнобильської катастрофи до парламентських слухань на тему : «Про стан, заходи та перспективи подолання Чорнобильської катастрофи» [Електронний ресурс] / МОЗ України, 2013. – 7 с. - Режим доступу : [http : // www.oblses.lg.ua/show_cont.php?iSectID=6](http://www.oblses.lg.ua/show_cont.php?iSectID=6). - Дані з електронної сторінки Інтернету Санітарно-епідеміологічної служби Луганської області (30.04.2013).

УДК: 616-001.28:504.064.3:621.039.58

НОЗОЛОГІЧНА СТРУКТУРА ПАТОЛОГІЧНИХ СТАНІВ У ПЕРСОНАЛУ, ЩО ПРАЦЮЄ В РАМКАХ ПРОЕКТУ ПЕРЕБУДОВИ ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ» ДСП ЧАЕС НА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНУ СИСТЕМУ, ЗГІДНО РЕЗУЛЬТАТІВ МЕДИЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЗА 2013 РІК.

Сушко В.О., Дроздова В.Д., Незговорова Г.А., Федірко П.А., Саркісова Е.О., Бомко М.О.

*Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної Академії
медичних наук України»*

Забезпечення радіаційної і загальнопромислової безпеки та адекватний медичний супровід персоналу - є провідним завданням при виконанні робіт з перетворення об'єкта «Укриття» (ОУ) ДСП ЧАЕС на екологічно безпечну систему. Контроль за станом здоров'я цієї категорії осіб здійснюється відділом моніторингу стану здоров'я працівників атомної енергетики та промисловості ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України» згідно затвердженої програми та відповідних протоколів планових медичних оглядів, а саме: на первинному вхідному контролі для кандидатів на роботу (ВК); щорічному періодичному контролі (ПК); заключному контролі (ЗК); за необхідністю - індивідуальному інспекційному (ІК) та індивідуальному спеціальному контролі (ІСК). Експертна комісія, до складу якої ввійшли різнопрофільні спеціалісти (дерматолог, отоларинголог, офтальмолог, кардіолог, пульмонолог, невролог, психіатр, нарколог, гастроентеролог, ендокринолог, гематолог, гінеколог, хірург), в своїх висновках щодо допуску або не допуску обстежених осіб до робіт в особливо шкідливих умовах праці (ОШУП) керується Наказом МОЗ України №246 від 21.05.2007р., вимогами законодавства України, а також враховує результати досвіду моніторингу стану здоров'я працюючих за дії іонізуючого випромінювання попередніх років [1,2,3].

Мета дослідження - аналіз нозологічної структури патологічних станів у осіб, що виконують роботи на ОУ за результатами медичного моніторингу впродовж 2013 року.

Для визначення стану здоров'я у досліджуваного контингенту застосовували лабораторні (загальний аналіз крові з визначенням вмісту тромбоцитів і лейкоцитарною формулою, біохімічний аналіз крові, загальний аналіз сечі) та інструментальні методи обстеження (ЕКГ, ехо-ЕКГ, рентгенографія органів грудної порожнини, УЗД органів черевної порожнини, УЗД щитоподібної залози, УЗД органів малого тазу, ЕЕГ, ЕГДФС). До проведення досліджень від усіх робітників була

отримана інформована згода та підписано відповідний документ. Обстежені – особи чоловічої статі, віком від 19 до 57 років ($37,2 \pm 3,5$), переважно мешканці України.

Результати комплексного обстеження за категоріями оцінки стану здоров'я «допущений»/«недопущений» на етапах медичного контролю за 2013 рік представлений у таблиці 1.

Таблиця 1. Структура стану здоров'я обстежених працівників на різних видах контролю за категоріями допуску чи не допуску до робіт на ОУ

Вид контролю	Всього обстежено	Допущено	Не допущено
Вхідний	968	603(62,3)	365(37,7%)
Періодичний	762	619(75,6)	186(24,4%)
Заключний	19	17(89,5)	2(10,5%)
Індивідуальний інспекційний	771	598(77,6)	173(22,4%)
Індивідуальний спеціальний	157	133(84,7)	24(15,3%)

Для експертного аналізу стану здоров'я рекрутованих осіб працюючих в особливо шкідливих умовах праці (ОШУП), а саме для подальшого спостереження в динаміці, найбільш суттєвим є вивчення спектру наявних патологічних змін в органах та системах при первинному медичному огляді (ВК) [4].

Згідно отриманих результатів обстеження на ВК в групі з допуском до робіт в ОШУП було визначено чималий спектр хронічних поліорганных розладів, але без ознак загострення. Зафіксована висока поширеність офтальмологічної патології: факопатія/факосклероз, інволюційна катаракта у 38% обстежених осіб, ангіопатія сітківки – у 48,5%, вроджена катаракта – у 8,5%, макулодистрофія – у 5%, центральна та периферична дегенерація сітківки – у 1,5% осіб, помутніння рогівки та скловидного тіла відповідно у 6,6% та 5% обстежених, міопія чи гіперметропія та астигматизм діагностовано майже в 88% випадків. Найбільше патологічних змін у обстеженого контингенту виявлено за спектром захворювань системи травлення. У 30% з допущених до роботи робітників діагностовано хронічний гастродуоденіт в стані ремісії, у 4,8% осіб – рефлюкс-езофагіт, виразкова хвороба 12-палої кишки (ВХДПК) та шлунка (ВХШ) в стадії ремісії відповідно – у 5,8% та 1% осіб. У 1,6% обстежених виявлені аденоматозні поліпи жовчного міхура, у 5,6% - дискінезія жовчовивідних шляхів (ДЖВШ), в 2% випадків - стеатогепатоз, у 7,5% осіб – хронічний гепатит невідомого походження мінімального ступеня активності, у 6% - незначна гіпербілірубінемія нез'ясованого генезу. Також, за даними УЗД органів черевної порожнини у 20% обстежених зафіксовані структурні зміни підшлункової залози, а у 17% осіб – структурні зміни печінки. Хронічні запальні захворювання верхніх дихальних шляхів поза загостренням (фарингіт, ларингіт, хронічний компенсований тонзиліт) встановлено в 9,4% осіб. У восьми осіб виявлена сенсоневральна тугоухість I-II ст. Зареєстровано значну поширеність хронічного бронхіту в стані ремісії без легеневої недостатності - у 31,6% осіб та з наявністю пневмосклерозу - у 2,8% обстежених. За станом серцево-судинної системи виявлено: високий нормальний артеріальний тиск (АТ) мали 11,5% осіб, у 3% обстежених діагностовано ознаки гіпертонічної хвороби (ГХ) I стадії та у 2% осіб – ГХ II стадії, у контрольованому стані, у 2% осіб – дисметаболічна кардіоміопатія з ССН 0ст., у 5,6% осіб виявлено пролапс мітрального клапану (МК) I ступеня, у 5,3% обстежених – аритмії (за даними ЕКГ- синусова тахікардія, наявність поодиноких екстрасистол) та у 1% - неускладнені порушення серцевої провідності. Четверть обстежених мали відхилення з боку органів ендокринної системи. Так, у 8,4% осіб виявлені структурні зміни щитоподібної залози (ЩЗ), у 3% осіб – дифузний зоб I ст., у 3,4% зафіксована гіперглікемія натщесерце та у 3% спостерігалась кетонурія. Стосовно системи гемопоезу: у 7% рекрутованих осіб виявлялися реактивні ненормативні відхилення: у 4% осіб нерізкі лейкомоїдні реакції - симптоматичний лейкоцитоз (в межах $9,0-11,0 \times 10^9/\text{л}$), еозинофілії (в межах до 10%), відносний лімфоцитоз (в межах до 50%). За результатами огляду невропатолога у 12,8% осіб виявлені початкові прояви хронічної цереброваскулярної недостатності (ХЦВН) та у 7,5% - ХЦВН I ст., у 5% осіб – залишкові явища перенесеної черепно-мозкової травми (ЧМТ), у 7,2% - синдром вегето-судинної дистонії (ВСД), не кризовий перебіг. Крім того, у 1,25% осіб виявлений зовнішній геморой, поза загостренням та без ускладнень, у 2,8% осіб – діагностовано варикозне розширення вен нижніх кінцівок і хронічна венозна недостатність (ХВН) 0-I ступеня.

У обстежених, що не отримали дозвіл до роботи в ОШУП виявлені більш суттєві патологічні зміни в органах та системах. Офтальмологічні зміни мали місце у факопатії/факосклерозу,

інволютивної катаракти – у 24% осіб, ангіопатію сітківки діагностовано – у 29% обстежених, макулодистрофія виявлена – у 4% осіб та дегенеративні зміни сітківки – у 1% осіб. Також, зафіксовано помутніння рогівки та скловидного тіла – у 2,5% і 6% осіб відповідно, вроджена катаракта – у 2%, у чотирьох осіб – некомпенсована глаукома. Особливу увагу привертає спектр захворювань системи травлення. Так, у 8% осіб виявлено хронічний гастродуоденіт в стадії загострення, у 8,7% осіб - хронічний гастродуоденіт в стадії ремісії, у 2,5% осіб було діагностовано гострі ерозії стравоходу, у 5,7% обстежених – гострі ерозії шлунка, у 6,3% – гострі ерозії ДПК (разом – у 14,5% осіб). В 9,3% випадків ВХШ зафіксована в стадії загострення, у 0,7% осіб – в стадії ремісії. Вперше у двох осіб виявлені новоутворення шлунка (поліпи). ВХДПК в стані загострення діагностовано в 5,3% осіб, з них захворювання в 18 випадків встановлено вперше. Також, у 3% осіб – ВХДПК зафіксовано в стадії ремісії. Крім того, виявлені: рефлюкс-езофагіт у 4,3% осіб, у 2,5% - холестеринові поліпи ЖМ та у 3% осіб жовчнокам'яна хвороба (ЖКХ), хронічний некалькульозний холецистит – у 0,6%, у 6% осіб - ДЖВШ. Значна питома вага хронічного гепатиту різного ступеня активності – у 10,3% осіб, стеатогепатоз – у 1,6% і гіпербілірубінемія невідновленого генезу – у 26,7% осіб. Структурні зміни підшлункової залози та печінки виявлено відповідно – у 14,4% та у 8,5% обстежених. Виявлена оториноларингологічна патологія представлена таким чином: у 3,4% осіб - гострі синусити, у 6,5% осіб – хронічні запальні захворювання носоглотки, у 1,25% обстежених – сенсоневральна туговухість II-III ст., а також 2 випадки доброякісних новоутворень глотки. Патологічні зміни в легеневій системі були наступними: у 15% осіб – хронічний бронхіт, стадія ремісії, у 1,6% - з пневмосклерозом. Також, у двох осіб діагностовано туберкульоз легень, а у 5 осіб мала місце підозра на новоутворення легень.

За кардіологічним профілем патологічні зміни зафіксовані наступні: у 7% осіб – визначався високий нормальний АТ, у 5-ти осіб спостерігалась ішемічна хвороба серця (ІХС), кардіосклероз, атеросклероз аорти; у 3% – ГХ I ст. та у 3% – ГХ II ст. (загалом у 6% осіб), у 3,4% обстежених – дисметаболічна кардіоміопатія, в 1,6% випадків – аритмії (здебільшого систолічна тахікардія, екстрасистолії), у 2% осіб зафіксовано пролапс мітрального клапану I-II ст. За даними невропатолога було діагностовано: у 14% осіб – ХЦВН (з них у 7,5% - ХЦВН I ст.), у 2,8% - залишкові явища перенесеної черепно-мозкової травми (ЧМТ), у 4% осіб встановлений синдром ВСД та у 8% – стан компенсації психоневрологічних розладів. Також, у 2% осіб патологічні зміни з боку центральної нервової системи визначені в стані декомпенсації. З боку органів ендокринної системи у 1% претендентів виявлений вузловий зоб, ще у 3% осіб – дифузний зоб; у 6% обстежених – зафіксовано гіперглікемію натщесерце, при цьому у 1% осіб вперше був встановлений цукровий діабет, в 2% випадків – кетонурія, ацетонурія. Також, у 6% осіб зафіксовано структурні зміни щитоподібної залози за результатами УЗД щитоподібної залози. Гематологічні відхилення були наступними: у 2% обстежених спостерігався вторинний еритроцитоз (заввишки 170 г/л), у 1% осіб – анемія, у 5% осіб – ненормативні лейкопенічні стани, 0,6% випадків тромбоцитопенії (нижче $180,0 \times 10^9/\text{л}$) та у 8,3% – суттєві лейкоїдні реакції (лейкоцитози більше $13,0 \times 10^9/\text{л}$, абсолютні нейтрофілози, зрушення у лейкоцитарній формулі за рахунок незрілих форм (мета- та мієлоцитів, мієлодиспластичні ознаки) еозинофілії, моноцитози. Також, у 2% обстежених виявлений зовнішній геморой поза загостренням та у 1,5% осіб – варикозна хвороба вен нижніх кінцівок, ХВН 0-I ступеня.

На періодичному медичному огляді в групі обстежених з допуском до подальшої роботи в ОШУП виявлялись здебільшого хронічні неускладнені патологічні стани поза загостренням, але за їх нозологічною структурою відмічені суттєві зміни. З боку офтальмологічної патології в цій групі значно підвищена частота виявлення факопатії/інволютивної катаракти – у 69% осіб, ангіопатії – у 75,4% обстежених, макулодистрофії – у 16% осіб, дегенеративні зміни сітківки – у 6,7% осіб, помутніння рогівки – у 11,7% та скловидного тіла – у 13,8%, вроджена катаракта – у 11,5% осіб та компенсована глаукома у 10 обстежених. Найбільшу питому вагу в структурі патологій, що виявляються у працюючих, також складають захворювання травної системи. Так, у 40% осіб було діагностовано хронічний гастродуоденіт в стані ремісії, в 3% випадків – в стані загострення, у 9,4% осіб – ВХДПК в стані ремісії, у 1% обстежених – ВХШ в стані ремісії, рефлюкс-езофагіт – у 5,7% обстежених, у 2,4% осіб були виявлені поліпи ЖМ, хронічний калькульозний холецистит з латентним перебігом - у 1,5% та некалькульозний хронічний холецистит – у 1% осіб. У 20% працівників виявлено ДЖВШ, у 11,5% осіб - хронічний гепатит мінімального ступеня активності та у 7% - в неактивній фазі (разом у 18,5% обстежених), у 4% осіб було зареєстровано гіпербілірубінемію невідновленої природи та у 4% осіб – стеатогепатоз. Структурні зміни підшлункової залози були зафіксовані у 43% обстежених на ПК, структурні зміни печінки – у 24,4% осіб. Хронічні запальні захворювання верхніх дихальних шляхів поза загостренням встановлено в 12,2% осіб (хронічні

ларинго-фарингіти, компенсовані тонзиліти); сенсоневральна туговухість I-II ступеня - у 1,2% з числа обстежених. Пульмонологічна патологія представлена була наступним: у 43,5% осіб спостерігався хронічний бронхіт у фазі ремісії, в 4,3% осіб - з пневмосклерозом, зафіксовано 6 випадків хронічного обструктивного захворювання легень (ХОЗЛ) I ст. поза загостренням. З боку серцево-судинної патології: у 14,4% обстежених визначений нормальний високий АТ, у 3-х осіб – ІХС, кардіосклероз, СН 0; ГХ I ст. виявлена у 6% працівників, а гіпертонічна хвороба II ст. – у 3% з обстежених; у 6,3% - дисметаболічна кардіоміопатія, у 2% осіб - неускладнені аритмічні розлади (систолична тахікардія, непостійні суправентрикулярні екстрасистолії), в 14% випадків зафіксовано пролапс МК Іст., також у 1,8% осіб мали місце поодинокі випадки порушень серцевої провідності. Неврологічні розлади виявлені: у 23% працівників – ХЦВН (початкові прояви), у 9,5% осіб – ХЦВН Іст., у 4,5% спостерігались залишкові явища ЧМТ, ще у 5,3% осіб – синдром ВСД, у 5% осіб - стан компенсації психоневрологічних розладів. В роботі ендокринної системи виявлено: у 3% осіб - дифузний зоб, у 8% осіб – гіперглікемія натщесерце з мінімальними ненормативними відхиленнями, у 2,3% - кето-ацетонурія та зафіксовано структурні зміни щитоподібної залози у 11% обстежених. З боку функціонального стану системи гемопоезу було зафіксовано поодинокі гематологічні порушення: в 2% випадки вторинного еритроцитозу, до 1% - латентна анемія та незначна лейкопенія (без нейтропенії), у 2,7% – лейкомоїдні реакції (здебільшого нерізкий симптоматичний нейтрофіліоз). Виявлено також, що 4% обстежених мають зовнішній неускладнений геморой та 1,6% осіб – комбінований геморой; в 2% випадків виявлено дифузну гіперплазію простати I ст. та у 4,5% осіб – варикозну хворобу вен нижніх кінцівок, ХВН 0-Іст.

В групі осіб, що були не допущені до роботи в ОШУП на ПК спостерігались більш вагомні розлади у стані здоров'я. Так, захворювання очей в порівнянні з оглядом на ВК не були ведучою патологією: катаракта інволюційна виявлена у 14,5% осіб, ангіопатія сітківки – у 17,2% осіб, макулодистрофія – у 4% осіб, дегенеративні зміни сітківки – тільки у 1,2% випадків, помутніння рогівки – у 2% та скловидного тіла – у 4% осіб, вроджена катаракта не більше ніж у 2% осіб, однак було діагностовано 4 випадки (1,2%) некомпенсованої глаукоми.

За захворювання травної системи є ведучою патологією в цій групі: хронічний гастродуоденіт в стані загострення діагностовано у 2,6% осіб, у 3% осіб виявлені гострі ерозії стравоходу, в 3% випадків - гострі ерозії шлунка та 2% випадки гострих ерозій ДПК; у 2,5% осіб – ВХДПК в стані загострення та у 3% - в стані ремісії, у 8% обстежених – гастродуоденіт в стані ремісії, у 2,3% - рефлюкс-езофагіт, у 1,2% осіб – поліпи жовчного міхура та у 5% працівників спостерігається ДЖВШ; в 1% з обстежених – стеатогепатоз; у 6,7% працівників діагностовано хронічний гепатит різного ступеня активності, ще у 1% - в неактивній фазі (загалом з хронічними гепатитами - 8% осіб). Також, у 1,5% обстежених зафіксована – функціональна гіпербілірубінемія. За результатами УЗД черевної порожнини виявлені: у 3% осіб – структурні зміни печінки, у 9,3% - структурні зміни підшлункової залози. Хронічний некомпенсований тонзиліт, хронічний фарингіт, хронічні отити діагностовано у 3,2% осіб, а у 1,3% – гострі запальні синусити з показаннями для невідкладного лікування. Патологія органів дихання представлена хронічним бронхітом в стані ремісії у 9% працюючих осіб, у 1,2% - з пневмосклерозом, також мали місце 2 випадки підозри на новоутворення легень. Виявлена серцево-судинна патологія була наступна: у 3,8% обстежених – нормальний високий АТ, у 3-х осіб – ІХС, кардіосклероз, у 1,5% осіб був виявлений атеросклероз аорти, у 3,5% осіб – ГХ I стадії та у 1,7% - ГХ II стадії, у 2,3% зареєстрована дисметаболічна кардіоміопатія, у 1% осіб – аритмії (в основному екстрасистолії), у 3,8% - пролапс МК I ст. та у 1,2% осіб - порушення серцевої провідності. Розлади нервової системи спостерігались: у 6% обстежених – початкові прояви ХЦВН та у 4% - ХЦВН I-II ст., у 0,5% - залишкові явища ЧМТ, у 2,3% - синдром ВСД, у 2,4% осіб зареєстрований стан психоневрологічної компенсації, а у 1,8% на огляді – стан декомпенсації. Зміни в ендокринній системі було виявлено такі: зафіксовано 3 випадки (0,9%) цукрового діабету, у 3,2% - гіперглікемія натщесерце, у 1% осіб – кетонурія та структурні зміни щитоподібної залози визначені у 2,5% осіб. Гематологічні розлади складали 10% патологічних відхилень: у 2% осіб виявлені анемічні стани, в 2% випадків - вторинного еритроцитозу, у 1,5% осіб – лейкопенічні стани, у 1% - симптоматичні тромбоцитопенії, а також у 4% обстежених – лейкомоїдні реакції крові (здебільшого гранулоцитарного типу): лейкоцитози заввишки $13,0 \times 10^9/\text{л}$, абсолютні нейтрофіліози понад $6,5 \times 10^9/\text{л}$, паличкоядерні зсуви, наявність мієлоцитів/метамієлоцитів та мієлодиспластичних ознак, еозинофілії, базофілії, еозинофільно-базофільна асоціація та реакції лімфоцитарного (вміст лімфоцитів вище $4,5 \times 10^9/\text{л}$ та лімфо-моноцитарного типу (моноцитози понад $1,0 \times 10^9/\text{л}$)). Крім того, у 1% обстежених виявлено неускладнений зовнішній геморой та у 1,5% осіб діагностовано варикозна хвороба вен нижніх кінцівок, ХВН I-II ступеня.

ВИСНОВКИ:

1. Вивчення нозологічної структури захворювань у осіб в ході виконання робіт по перетворенню об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему дозволяє визначити пріоритетні напрямлення діяльності Експертної комісії за різними медичними профілями для удосконалення програм моніторингу стану здоров'я працівників.

2. Аналіз отриманих результатів медичної експертизи виступає об'єктивним показником ефективності моніторингу за станом здоров'я працюючих в умовах дії низьких доз іонізуючого випромінювання і демонструє відповідність стандартам радіаційної безпеки.

3. Високий відсоток не допусків за протипоказаннями до роботи в ОШУП рекрутованих працівників на вхідному контролі вказує на незадовільний стан їх здоров'я за умов неадекватного попереднього медичного скринінгу за місцем проживання або його відсутністю взагалі.

4. Найбільшу питому вагу серед патологічних станів, що виявляються у працюючого персоналу на періодичних медичних контролях, становлять захворювання системи травлення, зокрема хронічні гастродуоденіти з частим рецидивуючим перебігом, ерозивно-виразкові ураження гастродуоденальної зони та хронічні гепатити різного генезу, що потребує цілеспрямованого наукового дослідження.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Формирование групп потенциального риска среди участников ликвидации последствий аварии на ЧАЭС / Кашеева П.В., Чекин С.Д., Саенко А.С. // Радиация и риск- 2008. - Т.17, №4. - С. 46-54.
2. Наказ №246 МОЗ України від 21.05.2007р. «Про затвердження Порядку проведення медичних оглядів працівників певних категорій //пп.5.1. радіоактивні речовини і джерела іонізуючих випромінювань. Дод.6 Перелік загальних медичних протипоказань до роботи із шкідливими та небезпечними факторами виробничого середовища і трудового процесу.
3. Технологія оцінки стану органів та систем персоналу, зайнятого на роботах по здійсненню плану організаційних заходів на об'єкті «Укриття»: Методичні рекомендації. / В.Г. Бебешко, Д.А. Базика, А.А. Чумак, В.О. Сушко та інші. - К.: МОЗ України, 2002. – 44 с.
4. Медицинский осмотр работников – важная составляющая национальной системы здравоохранения // <http://www.smil-center.com.ua>

УДК 597.554.3–111.1

СОСТОЯНИЕ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ РЫБ ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ РАДИАЦИОННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ

Поморцева Н.А., Гудков Д.И., Родионова Н.К., Каглян А.Е., Назаров А.Б.

Институт гидробиологии НАН Украины

Институт экспериментальной патологии, онкологии радиобиологии им. Р.Е. Кавецкого НАН Украины

ГСП «Чернобыльский спецкомбинат» МЧС Украины

Изучение морфологических нарушений элементов крови, а также оценка их цитофизиологических изменений является важным элементом мониторинга состояния популяций рыб, как в рыбоводной практике, так и при прогнозировании последствий антропогенного воздействия на аборигенную ихтиофауну природных водоемов. Всесторонние исследования в данной области позволят выявить ряд интегральных показателей для оценки физиологического состояния организма при диагностике и прогнозировании развития патологии у рыб в условиях хронического воздействия малых доз ионизирующего излучения.

Целью настоящей работы была оценка количественных и качественных показателей периферической некоторых аборигенных видов рыб, обитающих в наиболее загрязненных радионуклидами водоемах Чернобыльской зоны отчуждения.

Объектом исследований были карась обыкновенный *Carassius carassius* L. и окунь обыкновенный *Perca fluviatilis* L. Сбор материала проводили в августе 2010–2013 гг. в оз. Глубокое, оз. Азбучин и Яновском затоне, расположенных в ближней (10-километровой) Чернобыльской зоне отчуждения (ЧЗО). Контролем служили рыбы тех же видов, отобранные в этот же период в Каневском водохранилище (р. Днепр), затоне «Щепочка» (р. Припять), а также в озерах Таращанского района Киевской области с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения. В рыбе измеряли удельную активность основных дозообразующих радионуклидов, в мазках крови определяли лейкоцитарную формулу, состояние эритроцитарного звена, а также цитогенетические и морфологические нарушения клеток. Оценку мощности поглощенной дозы от инкорпорированных ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{238, 239, 240}\text{Pu}$ и ^{241}Am проводили по методике [9] с использованием дозовых пересчетных коэффициентов. Расчет дозы внутреннего облучения выполняли для двух основных групп – бентосных и пелагических видов рыб. Погрешность оценки дозовых нагрузок не превышала 20–25%.

Исследования гематологических показателей проводили на живых, внешне здоровых неповрежденных особях. Кровь отбирали из гемального канала хвостового стебля. Препараты периферической крови изготавливали на месте вылова рыб, высушивали на воздухе и фиксировали в 99,8% метаноле. Мазки окрашивали азури-эозином по Паппенгейму. Дальнейший анализ заключался в определении морфологического состава крови методами световой иммерсионной микроскопии (увеличение 90×10). В мазке проводили подсчет лейкоцитов (молодых форм гранулоцитарного ряда – миелобластов, промиелоцитов, метамиелоцитов, миелоцитов; нейтрофилов палочко- и сегментоядерных; псевдоэозинофилов, псевдобазофилов, а также агранулоцитов – моноцитов, лимфоцитов, пенистых клеток), эритроцитов различной степени зрелости, а также различных форм тромбоцитов. Клетки крови и их патологические изменения идентифицировали по [2, 4]. Лейкоцитарную формулу определяли при подсчете 200 клеток белой крови. Количество лейкоцитов и тромбоцитов рассчитывали на 1000 эритроцитов в мазке крови. Тромбоциты разделяли на круглые и овальные. Также оценивали частоту встречаемости микроядер в эритроцитах и число эритроцитов с деформированными ядрами.

У рыб, обитающих в озерах Глубокое и Азбучин, выявлена высокая удельная активность основных дозообразующих радионуклидов – ^{90}Sr и ^{137}Cs . В оз. Глубокое удельную активность ^{90}Sr у карася регистрировали в диапазоне 4200–31000 (18300), а ^{137}Cs – 2600–5700 (3900) Бк/кг. У окуня в оз. Глубокое удельная активность ^{90}Sr отмечена в диапазоне 1500–16000 (9400), а ^{137}Cs – 5000–19000 (10600) Бк/кг. Содержание радионуклидов в карасе оз. Азбучин в период исследований отмечали в пределах 2300–46000 (20400) для ^{90}Sr и 1900–11000 (4100) Бк/кг для ^{137}Cs . Удельная активность трансурановых элементов в тканях рыб была на уровне 3–9 (7) Бк/кг. Окунь Яновского затона характеризовался существенно меньшими показателями удельной активности радионуклидов. Так содержание ^{90}Sr у рыб этого водоема составило 1300–2500 (1900), а ^{137}Cs – 2200–3400 (2700) Бк/кг. У исследуемых видов рыб из водоемов, которые были использованы нами в качестве контрольных, удельная активность радионуклидов была на уровне 2–6 (3) Бк/кг для ^{90}Sr и 5–25 (10) Бк/кг для ^{137}Cs .

Анализ усредненных показателей мощности поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов свидетельствует, что в настоящее время в замкнутых водоемах ЧЗО около 80–90% дозы внутреннего облучения рыб приходится на долю ^{90}Sr . Максимальными значениями этого показателя характеризуются рыбы оз. Азбучин, для которых доза облучения от внутренних источников составляет в среднем 17 мкГр/ч, а вклад ^{90}Sr в мощность поглощенной дозы, благодаря высокой удельной активности радионуклида в воде и особенностям гидрохимического режима, превышает 90%. В оз. Глубокое ^{90}Sr формирует до 80% дозовой нагрузки от инкорпорированных радионуклидов, при общей дозе внутреннего облучения рыб около 15 мкГр/ч. В контрольных водоемах вклад ^{90}Sr в дозу внутреннего облучения рыб составлял около 40%, а средняя мощность поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов не превышала 0,01 мкГр/ч. Однако в данном случае речь идет о дозе, которую рыбы получают только от инкорпорированных радионуклидов. Известно, что карась является бентофагом, значительную часть времени в период нагула и зимовки, проводящий вблизи донных отложений. Таким образом, рассчитанная мощность поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов для рыб озер Азбучин и Глубокое, согласно [8, 10], обуславливает дозовые нагрузки, при которых у рыб наблюдаются изменения кроветворной и иммунной систем, а учитывая высокие уровни загрязнения донных отложений исследованных озер, можно предположить, что внешняя доза облучения придонных видов рыб может существенно превышать дозу от инкорпорированных радионуклидов. Соответственно, общая мощность поглощенной дозы для рыб будет в несколько раз выше, и приблизится к дозовым нагрузкам, при которых проявляются негативные эффекты для репродуктивной системы рыб.

При проведении гематологических исследований установлено, что у рыб, обитающих в исследованных озерах ЧЗО, отмечаются значительные количественные и качественные изменения во всех ростках кроветворения. Результаты анализа содержания тромбоцитов и лейкоцитов приведены в табл. 1 и 2.

Таблица 1. Количество лейкоцитов и тромбоцитов (на 1000 эритроцитов) в периферической крови окуня обыкновенного, ‰ (M±m)

Водоем	Тромбоциты		Лейкоциты
	круглые	овальные	
Озеро Глубокое	3,7±0,13	14,3±3,60	44,5±0,56
Яновский затон	7,4±1,86	2,6±0,61	42,2±9,30
Затон «Щепочка» (контроль)	8,2±1,04	1,0±0,03	67,6±8,25
Каневское водохранилище (контроль)	3,9±0,04	0,4±0,01	68,9±8,43

Таблица 2. Количество лейкоцитов и тромбоцитов (на 1000 эритроцитов) в периферической крови карася обыкновенного, ‰ (M±m)

Водоем	Тромбоциты		Лейкоциты
	круглые	овальные	
Озеро Глубокое	8,0±2,16	4,0±0,22	34,8±8,48
Озеро Азбучин	3,2±1,44	0,1±0,02	33,8±4,41
Таращанские озера (контроль)	7,5±3,20	0,6±0,10	52,6±7,40

Отмечено, что у рыб из водоемов с высоким уровнем радионуклидного загрязнения содержание лейкоцитов существенно ниже их уровня, по сравнению с рыбами контрольных водоемов. При этом общее количество тромбоцитов у рыб из загрязненных водоемов, выше контрольных данных. Следует также отметить, что у окуня из оз. Глубокое отмечается увеличенное содержание овальных форм тромбоцитов. Известно, что при развитии заболеваний у рыб, вызванных интоксикацией и сопровождающихся гемолизом эритроцитов, количество овальных преобладает над круглыми тромбоцитами [3]. Возможно, что в наших исследованиях, регистрируемые эффекты обусловлены в определенной мере эндогенной интоксикацией, развивающейся при действии ионизирующего излучения, особенно с учетом высоких уровней содержания радионуклидов в органах и тканях рыб.

У исследуемых видов рыб были распространены следующие патологические изменения в морфологии клеток крови согласно [2] (табл. 3 и 4): деформация ядра; пристеночное ядро; микроцит; шистоцит; вакуолизированное ядро; вакуолизированная цитоплазма; лизис; пикноз; кариолиз; двоядерный эритроцит. Также в мазках крови окуня нами были обнаружены такие нарушения ядра как протуберанцы – выросты в виде хроматиновых нитей.

Таблица 3. Нарушения морфологии эритроцитов окуня обыкновенного, ‰ (M±m)

Вид нарушений	Озеро Глубокое	Яновский затон	Затон «Щепочка» (контроль)	Каневское в-ще (контроль)
Деформация ядра	11,20±3,69	3,00±1,42	1,20±0,06	3,30±0,2
Пристеночное ядро	5,80 ±0,14	5,26±1,57	0,23±0,01	2,70±0,08
Микроцит	0,05±0,001	0,73±0,04	0,13±0,01	0,18±0,06
Шистоцит	0,22±0,01	0,20±0,05	—	0,08±0,001
Вакуолизированное ядро	—	0,06±0,05	—	—
Вакуолизированная цитоплазма	1,21±0,11	0,13±0,04	—	0,02±0,001
Лизис	1,44±0,01	4,09±0,61	0,27±0,02	2,39±0,02
Пикноз	2,22±0,01	0,36±0,08	0,12±0,01	0,39±0,001
Протуберанцы	0,27±0,08	—	—	0,02±0,001
Двоядерный	0,11±0,04	—	—	—
Общее количество нарушений	22,55±4,09	13,83±3,86	1,95±0,11	9,08±0,36

Таблица 4. Нарушения морфологии эритроцитов карася обыкновенного, ‰ (M±m)

Вид нарушений	Озеро Глубокое	Озеро Азбучин	Таращанские озера (контроль)
Деформация ядра	21,99±7,59	7,86±1,86	1,41±0,10
Пристеночное ядро	20,86±10,2	3,46±0,87	2,20±1,70
Микроцит	0,66±0,2	0,53±0,02	–
Шистоцит	2,73±0,41	0,33±0,001	–
Вакуолизированная цитоплазма	0,66±0,11	0,73±0,001	–
Амитоз	3,79±0,25	1,79±0,04	0,20±0,01
Лизис	1,13±0,01	0,20±0,001	0,25±0,01
Пикноз	0,86±0,01	–	–
Кариолиз	1,53±0,08	–	–
Двуядерный	5,26±0,36	1,59±0,03	–
Общее количество нарушений	59,47±19,2	16,49±2,82	4,06±1,82

В приведенных таблицах видно, что эритроциты карася и окуня из оз. Глубокое наиболее подвержены патологическим изменениям как ядра, так и самой клетки. Общее количество нарушений клеток в этом водоеме регистрировали на следующем уровне: для карася обыкновенного 59,5 ‰, а для окуня 22,6 ‰, что значительно превышает показатели нарушений для рыб из контрольных водоемов. Среди исследованных рыб, особи без клеточных патологий нами не обнаружены. По литературным данным, увеличение частоты нарушений морфологии клетки оценивается как дегенеративные изменения, возникающие в результате негативного воздействия факторов внешней среды на организм рыб [6], а дегенеративные формы ядра эритроцитов у здоровых рыб встречается с частотой не более 0,4 ‰ [5]. Исследования, выполненные на водоемах-хранилищах жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» (Российская Федерация), которые характеризуются значительно более высокими уровнями радионуклидного загрязнения биотических и абиотических компонентов по сравнению с озерами ЧЗО, показали, что уровень патологических изменений ядер эритроцитов в периферической крови плотвы достигал величины 180 ‰ [7].

Известно, что в периферической крови рыб присутствуют клетки всех генераций по уровню дифференцировки и стадии созревания [4]. И в наших исследованиях мы наблюдали аналогичную картину (табл. 5 и 6). Обращает на себя внимание снижение процентного содержания лимфоцитов (функция которых заключается в реализации иммунологических реакций) в периферической крови карася и окуня, обитающих в озерах ЧЗО, по сравнению с контрольными водоемами. В случае развития лимфопении (при тяжелых вариантах токсикозов) у рыб параллельно развивается тромбоцитопения, главным образом за счет круглых тромбоцитов [2]. При этом увеличивается количество гранулоцитов. Так, в гемограмме окуня, наиболее высокое относительное содержание гранулоцитарных элементов – нейтрофилов и псевдоэозинофилов (выполняющих фагоцитарную функцию и участвующих в аллергических и аутоаллергических реакциях) отмечали в крови рыб из оз. Глубокое и Яновского затона по сравнению с контрольными водоемами. В тоже время, наблюдали отсутствие псевдобазофилов в крови окуня из всех исследуемых водоемов. Относительно высокий процент моноцитов (фагоцитирующих клеток, поглощающих бактерий, а также продукты распада клеток и тканей) у окуня из оз. Глубокое, свидетельствует об увеличении количества поврежденных клеточных элементов. Обычно нарастание моноцитов в крови совпадает с усилением распада не только клеток красной крови, но и с гибелью самих лейкоцитов.

Таблица 5. Показатели лейкограмм периферической крови окуня, ‰ (M±m).

Форменные элементы крови	Озеро Глубокое	Яновский затон	Затон «Щепочка» (контроль)	Каневское водохранилище (контроль)
Бластные клетки	3,0±0,1	0,2±0,1	1,3±0,01	1,2±0,02
Лимфоциты	71,0±6,6	70,3±12,7	89,9±6,8	93,4±1,07
Моноциты	1,7±0,01	0,3±0,01	0,7±0,02	0,8±0,02
Эозинофилы	0,2±0,01	0,6±0,09	0,3±0,01	0,1±0,01
Базофилы	–	–	–	–
Нейтрофилы	24,1±9,4	28,6±6,3	7,9±1,8	4,5±1,8
Пенистые клетки	–	–	–	–

Таблица 6. Показатели лейкограмм периферической крови карася, % ($M \pm m$).

Форменные элементы крови	Озеро Глубокое	Озеро Азбучин	Таращанские озера (контроль)
Бластные клетки	0,2±0,1	1,4±0,1	0,6±0,1
Лимфоциты	49,8±12,5	45,8±9,5	79,6±7,8
Моноциты	1,4±0,2	3,0±0,6	4,8±2,5
Эозинофилы	26,4±5,9	14,2±2,7	9,0±4,8
Базофилы	3,0±0,5	1,8±0,2	0,5±0,1
Нейтрофилы	18,8±0,5	33,4±1,7	5,5±2,9
Пенистые клетки	0,4±0,02	0,4±0,02	–

Анализ гемограммы карася показал аналогичную дозовую зависимость между высоким содержанием гранулоцитов и низким содержанием агранулоцитов в крови рыб из водоемов ЧЗО. При этом в крови рыб из оз. Азбучин, характеризующихся наиболее интенсивным накоплением ^{90}Sr , относительное количество лимфоцитов и моноцитов составляло 48,8 %, что 1,6 раза меньше по сравнению с данными для рыб из контрольных водоемов. Высокий процент эозинофилов в периферической крови карася обыкновенного из оз. Глубокое, может свидетельствовать о физиологическом неблагополучии рыбы, проявившемся в аллергической реакции. Необходимо отметить, что сочетание эозинофилии с лимфопенией является неблагоприятным признаком, свидетельствующим о хроническом стрессе у рыб [1]. Часто встречающиеся на мазках бластные формы белой крови, являются свидетельством интенсивной деятельности кроветворных органов. Высокое содержание нейтрофилов в крови рыбы, обитающей в водоемах ЧЗО, указывает на зараженность рыбы гельминтами. При этом инвазия, в данном случае, является не первопричиной, а лишь фактором, усиливающим повреждающее воздействие на фоне снижения иммунных реакций организма. Данное предположение подтверждают литературные данные, согласно которым у рыб, выловленных в чистых районах и сильно зараженной паразитическими простейшими, подобных сдвигов в крови не наблюдали, а следовательно, обнаруженные патологические отклонения в крови могут быть токсикологического происхождения [2]. Вышеизложенное позволяет заключить, что характер изменений в крови исследуемых видов рыб ЧЗО близок к тем, которые возникают обычно при токсических заболеваниях.

В качестве показателя, в определенной степени подтверждающего неблагополучие среды обитания исследованных видов рыб в водоемах ЧЗО, использовали индекс сдвига лейкоцитов (ИСЛ), являющегося отношением количества гранулоцитов и агранулоцитов, и отражающего степень отклонения гематологических параметров от нормы. У различных видов рыб допустимое значение ИСЛ может отличаться. В частности, у большинства карповых рыб значение ИСЛ составляет 0,30 [3]. По нашим данным, индекс сдвига лейкоцитов у рыб Яновского затона, оз. Азбучин и оз. Глубокое составлял 0,23, 0,13 и 0,12, соответственно. По данным [2], отклонение ИСЛ от нормы в сторону уменьшения является одним из признаков кумулятивного токсикоза. Наименьший показатель ИСЛ был зарегистрирован у рыб оз. Глубокое и оз. Азбучин, характеризующихся наибольшими уровнями дозовых нагрузок среди водоемов ЧЗО.

Таким образом, зарегистрированные отклонения показателей периферической крови окуня и карася обыкновенного в водоемах ЧЗО, проявляющиеся, в первую очередь, в разнообразных нарушениях морфологии ядер эритроцитов, а также в изменениях лейкоцитарной формулы крови рыб, указывают на существенные изменения гематологических показателей рыб, обитающих в условиях хронических доз ионизирующего излучения и свидетельствуют о негативном воздействии факторов внешней среды на организм рыб. Поскольку карась обыкновенный является бентофагом и большую часть жизни проводит вблизи донных отложений, являющихся источником повышенных доз ионизирующего излучения, это вид находится в более радиационно-неблагоприятных условиях обитания по сравнению с окунем, что отражается на его гематологических показателях.

- [7] Гаркави Л.Х., Квакина Е.Б., Уколова М.А. Адаптационные реакции на резистентность организма. – Ростов-на-Дону: АзНИИРХ, 1977. – 224 с.
- [8] Житенева Л.Д., Полтавцева Т.Г., Рубницкая О.А. Атлас нормальных и патологически измененных клеток крови рыб. – Ростов-на-Дону: Ростовское книжное издательство, 1989. – 111 с.
- [9] Житенева Л.Д., Макаров Э.В., Рудницкая О.А. Тромбоциты рыб и других групп позвоночных. – Ростов-на-Дону, 2003. – 72 с.

- [10] Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 184 с.
- [11] Калинина М.В. Картина крови молодых кеты как индикатор загрязнения водоемов тяжелыми металлами // Международная научная конференция «Новые технологии в защите биоразнообразия в водных экосистемах», 27–29 мая, 2002 г., Москва. – М., 2002. – С. 123.
- [12] Лугаськова Н.В. Видовая специфика цитогенетической стабильности рыб в условиях эвтрофного водоема // Экология. – 2003. – № 3. – С. 235–240.
- [13] Тряпицына Г.А. Реакции биоценозов водных экосистем на хроническое радиационное воздействие. Автореф. дис... д-ра биол. наук: 2011 / Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова. – М., 2011. – 46 с.
- [14] Шеханова И.А. Радиоэкология рыб. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 204 с.
- [15] Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Eds. J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. Stockholm: Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. 395 p.
- [16] Sazykina T.G., Kryshev A.I. Effects of ionizing radiation to aquatic organisms. The EPIC database // Contributed Papers of the International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, 6–10 October 2003, Stockholm, Sweden. – Stockholm, 2003. – P. 91–94.

УДК 616-036.22-055.1/616-053.2/616.1

ДИНАМИКА РАЗВИТИЯ БОЛЕЗНЕЙ СИСТЕМЫ КРОВООБРАЩЕНИЯ В ТЕЧЕНИЕ 1988 – 2010 ГОДОВ СРЕДИ ЖИТЕЛЕЙ РАДИОАЦИОННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ВСЛЕДСТВИЕ КАТАСТРОФЫ НА ЧАЭС В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ВСЕГО ТЕЛА И ВОЗРАСТА: ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ

Бузунов В. А., Прикащикова Е. Е., Губина И. Г., Костюк Г. В., Терещенко С. А., Маршк К. Д.

ГУ «Национальный научный центр радиационной медицины НАМН Украины», Киев

ГУ «Украинский центр информационных технологий и национальный регистр Украины», Киев

Актуальность исследования.

За 28-летний период, который прошел с момента техногенной аварии на Чернобыльской атомной электростанции, были проведены в Украине, Белоруссии, России эпидемиологические исследования по изучению состояния здоровья населения, подвергшегося радиационному облучению по широкому спектру классов болезней [1– 2]. Большое внимание уделено изучению одного из наиболее распространенного класса заболеваний среди населения – болезням системы кровообращения.

Для жителей Украины особое значение имеет проведение исследований особенностей развития сердечно-сосудистой заболеваемости у пострадавших от воздействия радиационного фактора, возникшего вследствие катастрофы на ЧАЭС. В научной литературе последних лет зафиксировано, что болезни системы кровообращения являются самыми распространенными среди населения Украины, и смертность от них только за 2010 год по сравнению с 2000 годом возросла на 8,4% [3 – 7].

Однако недостаточно в литературе рассматривается вопрос динамики развития болезней системы кровообращения за весь послеаварийный период у жителей радиационно загрязненных территорий вследствие катастрофы на ЧАЭС в зависимости от параметров накопительных доз хронического радиационного облучения всего тела и возраста пострадавших на момент аварии на ЧАЭС.

Данная научно-исследовательская работа посвящена эпидемиологическому анализу особенностей динамики болезней системы кровообращения жителей радиационно загрязненных территорий, которые в результате катастрофы на ЧАЭС подвергаются ионизирующему облучению с 26.04.1986 года по настоящее время. Среди нерадиационных факторов, влияющих на развитие изучаемой патологии, учитывался возраст пострадавших.

Методология исследований.

На основании данных Государственного регистра Украины проведено эпидемиологическое изучение динамики сердечно-сосудистой заболеваемости среди жителей радиоактивно загрязненных территорий за период 1988–2010 гг. в зависимости от параметров накопительных доз хронического радиационного облучения всего тела и возраста.

Постановка задач.

Для изучения закономерностей динамики развития данной патологии были сформированы две когорты в зависимости от накопительных доз хронического радиационного облучения за 1986–2010 годы. Первая когорта включает 155 592 человека, которые проживают на радиоактивно загрязненных территориях Волынской, Житомирской, Киевской, Ровенской, Сумской, Черкасской и Черниговской областей с накопительными дозами хронического радиационного облучения всего тела от 5,6 до 20,99 мЗв, вторая когорта – 98 830 человек с дозами от 21 до 50 мЗв. Обе когорты были сформированы на основании общей дозиметрической паспортизации населенных пунктов Украины, попавших под радиационное загрязнение вследствие аварии на ЧАЭС [8]. В каждой когорте исследуемые были поделены по возрастному признаку на момент аварии (26.04.1986): до 18 лет, 18–39 лет, 40–60 лет.

Проведено эпидемиологическое изучение развития уровня сердечно-сосудистой заболеваемости лиц сформированных когорт в динамике за пятилетними периодами мониторинга 1988–2010 гг. (1988–1992, 1993–1997, 1998–2002, 2003–2007) и за 2008–2010 годы. Для возможности эпидемиологического исследования динамики болезней системы кровообращения с 1988 по 2010 годы разработан справочник соответствия кодификации болезней МКБ - 9 с МКБ - 10. Значения всех групп болезней интервала I00.0 – I99.9 по МКБ-10 приведено в соответствие с интервалом 390.0–459.0 МКБ-9.

Математическая обработка проведена с использованием математического и статистического пакета EXCEL.

Изложение основного материала.

За весь период наблюдения с 1988 по 2010 годы выявлен достоверно более высокий уровень показателя (DI на 10^3 чел.-лет $22,5 \pm 0,13$) у лиц второй когорты с накопительными дозами хронического радиационного облучения всего тела от 21,0 до 50,0 мЗв по сравнению с первой когортой с накопительными дозами хронического радиационного облучения всего тела от 5,6 до 20,99 мЗв (DI на 10^3 чел.-лет $26,4 \pm 0,2$).

Наибольший уровень заболеваемости рассматриваемой патологии выявлен у лиц возрастной группы 40–60 лет. В первой когорте DI на 10^3 чел.-лет составляет $41,1 \pm 0,30$, во второй когорте – $49,9 \pm 0,5$. Наименьший уровень наблюдается у лиц до 18 лет, (соответственно $7,5 \pm 0,14$ и $9,1 \pm 0,2$). У лиц возрастной категории 18–39 показатель DI имеет значение $18,6 \pm 0,21$ и $26,8 \pm 0,3$.

В обеих когортах независимо от возраста исследуемых выявлена высокая заболеваемость ишемической болезнью сердца (шифр МКБ-10, I 20.0 - I 25.0) с показателем DI на 10^3 чел.-лет в первой когорте $8,35 \pm 0,08$ и во второй когорте $9,99 \pm 0,12$. Далее по уровню заболеваемости следуют (перечислены по рангу): гипертоническая болезнь (шифр МКБ-10, I 10.0 – I 15.9), соответственно $5,02 \pm 0,06$ и $6,84 \pm 0,1$; другие болезни сердца (шифр МКБ-10, I 30.0 - I 52.8) – $3,06 \pm 0,05$ и $3,99 \pm 0,08$; цереброваскулярные болезни (шифр МКБ -10, I 60.0 - I 69.8) – $3,06 \pm 0,05$ и $1,71 \pm 0,05$; болезни вен, лимфатических сосудов и другие болезни системы кровообращения (шифр МКБ-10, I 80.0 - I 89.9) - $1,64 \pm 0,04$ и $2,85 \pm 0,07$. Уровень заболеваемости остальных болезней составлял в первой когорте от $0,12 \pm 0,01$ до $0,63 \pm 0,03$, во второй соответственно – от $0,04 \pm 0,01$ до $0,88 \pm 0,03$.

Следует отметить, что значения показателей почти всех вышеперечисленных нозологических форм достоверно больше во второй когорте, где дозы облучения выше, чем в первой. Однако, уровень цереброваскулярных болезней достоверно выше в первой когорте по сравнению со второй.

Проведенный эпидемиологический анализ динамики заболеваемости системы кровообращения жителей радиоактивно загрязненных территорий в зависимости от накопительных доз хронического радиационного облучения и их возрастных категорий позволил выявить следующие особенности.

В первой когорте испытуемых с накопленными дозами хронического облучения от 5,6 до 20,99 мЗв уровень сердечно-сосудистой заболеваемости уменьшался от первого до каждого последующего периода наблюдения, а также относительно первого периода. Во второй когорте с дозами облучения 20,0–50,0 мЗв динамика сердечно-сосудистой заболеваемости имеет своеобразный характер направленности, а именно: достоверный рост уровня во втором периоде по сравнению с первым, но в каждом последующем периоде наблюдается достоверное снижение уровня относительно предыдущего и второго периодов (табл. 1).

Таблица 1. - Уровни сердечно-сосудистой заболеваемости (ID на 10^3 чел.-лет) жителей загрязненных территорий в пятилетние периоды и за 2008–2010 годы наблюдения в зависимости от накопленной дозы излучения

Доза, мЗв	1988–1992	1993–1997	1998–2002	2003–2007	2008–2010
5,6–20,99	50,8±0,6	28,9±0,4*	18,1±0,2*,**	16,4±0,2*,**,***	12,8±0,3*,**,***,****
21–50,99	26,1±0,9	48,4±0,8*	26,2±0,4**	24,5±0,3**,***	14,3±0,4*,**,***,****

Примечания.

* Достоверная разница уровней сердечно-сосудистой заболеваемости по сравнению с первым периодом;

** Достоверная разница уровней сердечно-сосудистой заболеваемости по сравнению со вторым периодом;

*** Достоверная разница уровней сердечно-сосудистой заболеваемости по сравнению с третьим периодом;

**** Достоверная разница уровней сердечно-сосудистой заболеваемости по сравнению с четвертым периодом.

Уровни заболеваемости системы кровообращения у жителей загрязненных территорий в пятилетние периоды и за 2008–2010 годы наблюдения в зависимости от накопительных доз хронического радиационного облучения и возраста представлены в табл. 2. В меньшей возрастной категории (до 18 лет) независимо от накопленной дозы хронического облучения всего тела установлено снижение уровней показателей изучаемой патологии от первого до последнего периода мониторинга.

Таблица 2. - Уровни сердечно-сосудистой заболеваемости (ID на 10^3 чел.-лет) жителей загрязненных территорий в пятилетние периоды и за 2008–2010 годы наблюдения в зависимости от суммарной накопленной дозы хронического облучения всего тела и возраста

Доза, мЗв	1988–1992	1993–1997	1998–2002	2003–2007	2008–2010
До 18 лет					
5,6 – 20,99	13,0±0,5	10,2±0,4*	6,0±0,2*,**	4,8±0,2*,**,+	3,2±0,3*,**,+,++
21 – 50,99	29,9±1,4	11,0±0,6*	6,1±0,3*,**	8,4±0,3*,**,+	6,3±0,5*,**,+,++
18–39					
5,6 – 20,99	24,9±0,8	20,6±0,6*	15,9±0,4*,**	20,0±0,4*,+	15,4±0,4*,**,++
21 – 50,99	9,4±1,2	29,8±1,1*	27,1±0,6*,**	29,7±0,6*,+	21,1±0,7*,**,+,++
40–60					
5,6 – 20,99	12,33±0,8	58,3±0,9*	30,1±0,5*,**	23,3±0,4*,**,+	17,9±0,6*,**,+,++
21 – 50,99	32,6±1,8	126,3±2,3*	52,5±0,9*,**	39,7±0,8*,**,+	16,3±0,7*,**,+,++

Примечания.

* Достоверная разница уровней сердечно-сосудистой заболеваемости по сравнению с первым периодом;

** Достоверная разница уровней сердечно-сосудистой заболеваемости по сравнению со вторым периодом;

+ Достоверная разница уровней сердечно-сосудистой заболеваемости по сравнению с третьим периодом;

++ Достоверная разница уровней сердечно-сосудистой заболеваемости по сравнению с четвертым периодом.

В возрастной категории от 18 до 39 лет с меньшими накопленными дозами хронического облучения всего тела второй и третий пятилетние периоды характеризовались значительным снижением сердечно-сосудистой заболеваемости по сравнению с первым периодом. Уровни заболеваемости двух последующих пятилетних (четвертого и пятого) периодов достигли уровней заболеваемости второго и третьего периодов, но оставались достоверно ниже первого. В данной

возрастной категории с большими параметрами доз наблюдается достоверно высокий уровень заболеваемости во всех последующих периодах против первого. Последний пятилетний период характеризуется снижением уровня заболеваемости по сравнению со вторым, третьим и четвертым периодами, но остается достоверно высоким относительно первого.

Возрастная категория от 40 до 60 лет независимо от доз во втором, третьем и четвертом периодах имеет достоверно выше уровень изучаемой патологии по сравнению с первым, но в четвертом периоде – достоверно ниже второго и третьего периодов. Последний период характеризовался разной направленностью динамики заболеваемости по сравнению с уровнем первого периода в зависимости от величин доз радиационного облучения, а именно: с низкими дозами – высокий уровень заболеваемости, с большими дозами – низкий уровень заболеваемости.

Выводы.

В результате эпидемиологического исследования в 1988–2010 годы были выявлены следующие характерные особенности заболеваемости системы кровообращения и ее динамики в зависимости от накопительных доз хронического радиационного облучения всего тела и возраста лиц, проживающих на радиоактивно загрязненных территориях вследствие аварии на ЧАЭС:

сердечно-сосудистая заболеваемость достоверно выше у лиц второй когорты с дозами облучения 21–50 мЗв (ID на 10^3 чел.-лет $26,4 \pm 0,2$) по сравнению с первой когортой с дозами облучения 5,6–20,99 мЗв (ID на 10^3 чел.-лет $22,5 \pm 0,13$);

формирование класса системы кровообращения у лиц обеих когорт происходило в основном за счет ишемической болезни сердца, гипертонической болезни, других болезней сердца, цереброваскулярных болезней;

наибольший уровень заболеваемости выявлен у лиц возрастной категории 40–60 лет, наименьший – у лиц до 18 лет.

Каждая возрастная категория характеризуется своеобразной динамикой заболеваемости сердечно-сосудистой патологией на протяжении 26 лет, то есть на 11-м, 16-м, 21-м и 26 годах наблюдения;

- в возрастной категории до 18 лет независимо от накопленной дозы хронического облучения всего тела установлено снижение уровней показателей изучаемой патологии от первого пятилетнего периода (1988–1992) к последующему, включительно до последнего (2008–2010);

- в возрастной категории 18–39 лет с меньшими параметрами накопленных доз хронического облучения всего тела установлено в основном снижение уровней показателей изучаемой патологии от первого пятилетнего периода (1988–1992) к последующему, включительно до последнего (2008–2010), а с большими параметрами доз наблюдается достоверный рост заболеваемости в последующих (втором, третьем, четвертом) периодах против первого, но с сохранением почти одного уровня заболеваемости, а в последнем пятилетнем периоде отмечено снижение уровня заболеваемости по сравнению с тремя предыдущими, кроме первого периода;

в возрастной категории 40–60 лет не зависимо от величин доз установлено: резкий достоверный рост уровня заболеваемости во втором периоде по сравнению с первым, в третьем и четвертом периодах – снижение, по сравнению со вторым периодом; в последнем периоде направленность динамики заболеваемости меняется в зависимости от величин доз радиационного облучения, а именно: с низкими дозами уровень заболеваемости выше, с большими дозами – ниже по сравнению с первым периодом.

Литература

1. Иванов В. К., Цыб А. Ф., Иванов С. И., Максютлов М. А. и др. Ликвидаторы Чернобыльской катастрофы: радиационно-эпидемиологический анализ медицинских последствий. – М.: Галанис, 1999. – С.312.
2. Чернобыль: двадцать лет спустя / Герасимов Г. А., Фиге Д., /. Международный эндокринологический журнал. – 2007. – №1(7). [Электронный ресурс] / Режим доступа: <http://www.mif-ua.com/archive/article/1964>.
3. Доклад о ситуации в области неинфекционных заболеваний в мире, 2010 г. [Электронный ресурс] / ВОЗ.–Женева:ВОЗ,2013.–С.184/Режим доступа: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44579/6/9789244564226_rus.pdf.
4. Mathers C. D. Projections of global mortality and burden of disease from 2002 to 2030 [Electronic resource] / C. D. Mathers, D. Loncar // PLoS Med. – 2006. – Vol. 3, Iss. 11. – P. e 442. – Mode of access : <http://www.plosmedicine.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pmed.0030442>.

5. Эпидемиология неопухолевых заболеваний у участников ликвидации последствий аварии на ЧАЭС / В. А. Бузунов, Н. П. Страпко, Е. А. Пирогова [и др.] // Междунар. журн. радиац. мед. – 2001. – Т. 3, № 1–2. – С. 169.
6. Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи в Україні / В. Г. Бебешко, О. М. Коваленко, В. О. Бузунов [та ін.] // Журнал Академії медичних наук України. – 2006. – Т. 12, № 1. – С. 21–31.
7. Зозуля І. С. Епідеміологія цереброваскулярних захворювань в Україні / І. С. Зозуля, А. І. Зозуля // Укр. мед. часопис. – 2011. – № 5 (85) – С. 38–41.
8. Ретроспективно-прогнозні дози опромінення населення та загальнодозиметрична паспортизація 1997 р. населених пунктів України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 1986–1997 р. р. / Л. Н. Ковган, В. В. Берковський, З. Н. Бойко [та ін.] ; за ред. І. А. Ліхтарьова. – К. : МОЗ України, 1998. – Збірка 7. – С. 155.

УДК 32.019.52 / 364.043.4 : 614.876

МОНІТОРИНГ СОЦІАЛЬНОЇ ЗАБЕЗПЕЧЕНОСТІ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ ВИВЧЕННЯ ГРОМАДСЬКОЇ ДУМКИ

Прилипко В. А., Озерова Ю. Ю., Морозова М. М., Шевченко К. К.

ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України», м.Київ

Вступ. Соціально-психологічні наслідки Чорнобильської катастрофи (ЧК), в умовах сьогодення, доцільно розглядати в контексті процесів двадцяти восьми річних соціально-економічних змін в українському суспільстві, які суттєво відобразилися на соціальному самопочутті постраждалих, що вимагає перегляду соціальних ризиків для різних категорій потерпілих та пошук нових моделей активної життєдіяльності в умовах нового соціоекологічного середовища. Оптимізація соціальної політики ліквідації наслідків ЧК на державному рівні ґрунтується на моніторингових дослідженнях умов життєдіяльності постраждалого населення [1-3]. Своєчасна інформація та досконалий аналіз отриманих даних в динаміці дає можливість розробити та запропонувати корекційно-випереджувальні управлінські заходи [4].

Багаторічне непорозуміння між постраждалим населенням та владою, на даний час проявляється через постійне зростання кількості людей з настановами добиватися від влади матеріальної компенсації за проживання на радіоактивно забруднених територіях (РЗТ). Економічна неспроможність держави взятих на себе зобов'язань та законотворча і правова недосконалість не сприяють подоланню наслідків ЧК. З метою обґрунтування удосконалення комплексу профілактичних заходів, спрямованих на безпечні умови життя та формування самозбережуючої поведінки населення зони добровільного гарантованого відселення було проведено експертне опитування фахівців, зайнятих в сфері ліквідації наслідків ЧК.

Матеріали дослідження. При плануванні досліджень, що проводилися протягом всього післяаварійного періоду аварії на ЧАЕС, починаючи з 1987 року, базою дослідження було обрано Житомирську область. Вагомим аргументом при відборі регіону дослідження стало те, що в Житомирській області проживає 33,0 % усіх мешканців 3-ї зони радіоактивного забруднення. Усі дослідження проводилися з періодичністю 2-3 роки в один і той же період року серед сільського працездатного населення 3-ї зони РЗТ та умовно чистих територій (УЧТ) із використанням однакових методик. Таким чином, вони відповідають усім вимогам трендових досліджень та можуть бути використані в даному комплексному моніторинговому дослідженні. Вибіркові сукупності розраховувалися в динаміці досліджень 1999-2010 рр., виходячи із загальної чисельності населення в кожному окремому дослідженні. Припустима помилка вибірки становила 0,035 – 0,060. З метою визначення суб'єктивного емоційного комфорту у суспільстві індивіда було використано Тест Інтегрального Індексу Соціального Самопочуття (ПСС), який включає 10 умовних сфер життєдіяльності людини [5]. Крім того, за даними тесту ПСС, можна визначити загальну картину рівня достатності в кожній соціальній сфері життєдіяльності. Було застосовано заочне опитування з використанням метода експертних оцінок [6]. Для його виконання був розроблений методичний

інструментарій - анкета експерта, складовими якої стали такі блоки питань: оцінка виконання цільових програм та ефективності діяльності виконавців; відношення експертів до обмеження дії положень окремих статей Закону України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи»; концептуальні ідеї вирішення правових питань та пропозиції щодо вирішення соціальних, медичних та протирадіаційних проблем; вдосконалення інформаційного забезпечення фахівців та населення РЗТ. Формування групи експертів було проведено на трьох рівнях: державному, обласному, районному.

Результати досліджень. Вивчення соціального самопочуття людей – це узагальнення емоційно-оціночної реакції на соціальні зміни та своє положення в суспільстві, де відбуваються економічні, політичні та загальнодержавні перетворення. Найбільш негативними за рівнем задоволеності з 1999 по 2010 рр. були сфери: матеріально-побутова (2-й рівень), соціально-політична, соціальної безпеки та рекреаційно-культурна.

В динаміці за роками акценти в ієрархії сфер різко змінювались, що відповідає подіям в країні та настроям у суспільстві в цілому. В 1999 та 2001 роках перше місце невдоволеності посідає матеріально-побутова сфера 2-го рівня в обох групах населення, що порівнюються. А з 2003 по 2010 роки вона вже займає 4-е, 5-е та навіть 6-е місця. З того ж часу з другого на перше місце переходить соціально-політична сфера. Поступово знижується ранг задоволеності сфери соціальної безпеки. Зростання матеріального благополуччя серед населення поступово знижує напругу, що пов'язана із зубожінням. В той же час увага громадян зосереджується на існуючих в країні в цілому та на місцях політичних подіях. На стабільно низькому (3-є місце на РЗТ) рівні задоволеності протягом десятиріччя залишається рекреаційно-культурна сфера. Незмінно благополучними залишаються сфери особистих якостей та міжособових стосунків. Сфери соціальних відносин, професійно-трудова, інформаційно-культурна та матеріально-побутова 1-го рівня займають в ієрархії сфер середні позиції та мають протягом досліджуваного періоду нейтральний чи позитивний вплив на рівень ПСС.

Рівні достатності в матеріально-побутовій сфері 2-го та 1-го рівнів суттєво відрізняються. Матеріально-побутова 1-го рівня ніколи не мала негативного забарвлення, займала з 6-ї по 9-у позиції в ієрархії сфер життєдіяльності. Матеріально-побутова 2-го рівня займала першу сходинку за невдоволеністю у 1999 та 2001 роках, а потім поступово перемістилася на середні сходинки. За даними попередніх досліджень, задоволеність в обох цих сферах має залежність від наявності житлових зручностей та розвиненості інфраструктури населеного пункту. До того ж задоволеність в цій сфері життєдіяльності зростає від впевненості в своєму достатку та уявленнях респондентів про перспективи на майбутнє.

Міра задоволеності в матеріально-побутовій сфері завжди залежить від рівня добробуту сім'ї. Основу сімейного бюджету опитуваного населення складає: заробітна плата, пенсії та стипендії, прибутки з присадибної ділянки (табл. 1).

Таблиця 1 – Розподіл населення за складовими сімейного бюджету населення РЗТ та УЧТ за роками, в %

Складові сімейного бюджету		1999 р.	2003р.	2008 р.	2010 р.
заробітна плата з постійного місця роботи	1	93,1	96,5	99,0	98,6
	2	78,0	95,8	97,2	97,2
грошові щомісячні «чорнобильські» виплати	1	41,6	22,1	24,9	7,1
	2	4,0	19,4	1,9	1,9
пенсії/стипендія	1	17,8	16,6	23,4	21,8
	2	29,0	13,6	28,3	13,9
інші грошові щомісячні соціальні виплати	1	2,0	0,5	0,5	4,7
	2	5,0	2,6	0,0	3,7
прибутки з присадибної ділянки	1	29,7	22,1	15,7	21,8
	2	42,0	29,8	24,5	17,6
додаткові сезонні заробітки	1	1,0	5,0	9,1	4,3
	2	18,0	9,4	8,5	1,9
прибутки з власного бізнесу	1	2,0	6,5	2,5	1,9
	2	5,0	3,1	4,7	3,7
інше	1	2,0	1,0	2,0	0,0
	2	3,0	2,1	0,9	5,6

Примітка. 1 - РЗТ, 2 - УЧТ

Щомісячні грошові чорнобильські виплати в умовах сьогодення отримують тільки 7,1 % населення РЗТ порівняно з 41,6 % у 1999 р.. Це пов'язано з тим, що більшість соціальних програм, передбачених Законом України «Про соціальний статус та соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи», не діють та постійно обмежуються кошторисом країни. Скасування навіть декларованих пільг для постраждалого населення викличе нову хвилю протесту та напруженості у суспільстві.

В розподілі сімейного бюджету перше місце посідає харчування та одяг. Протягом десятиліття структура розподілу сімейного бюджету зазнала незначних змін (табл. 2). З підвищенням тарифів на комунальні послуги та газ, побутові витрати перемістились з 4-го на 2-е місце на РЗТ та з 8-го на 3-є місце на УЧТ. Зросла стаття витрат на лікування в обох групах, що порівнюються, але для населення РЗТ ці кошти мають бути компенсовані державою. Будівництво житла чи покращання житлових умов займають п'яту позицію в обох групах на теперішній час. Освіта в бюджеті багатьох сімей, які мають студентів, з подорожчанням оплати за неї, стає майже головною статтею витрат. Більшою мірою цей факт стосується населення УЧТ, тому, що для мешканців РЗТ поки що діють пільги.

Таблиця 2 - Розподіл сімейного бюджету населення РЗТ та УЧТ в порівнянні за роками (ранг: від 1 – найважливіше, до 10 - найменш важливе)

Статті витрат	1999 р.		2010 р.	
	РЗТ	УЧТ	РЗТ	УЧТ
харчування	1	1	1	1
одяг	2	2	2	3
придбання товарів довгострокового користування	7	6	7	7
побутові витрати (комунальні послуги)	4	8	3	2
на лікування	5-6	7	4	4
на оздоровлення	5-6	9	6	9
будівництво житла чи покращання житлових умов	10	5	5	5
на проведення вільного часу, відпустки	8	10	10	8
на освіту	3	3-4	8	6
придбання газет, книг, аудіо-та відеопродукції	9	3-4	9	10

Опитування населення РЗТ та УЧТ за останні 10 років показало однакову тенденцію: кількість респондентів з середнім рівнем добробуту значно зросла за рахунок зменшення частки з дуже низьким та низьким рівнем (рис. 1).

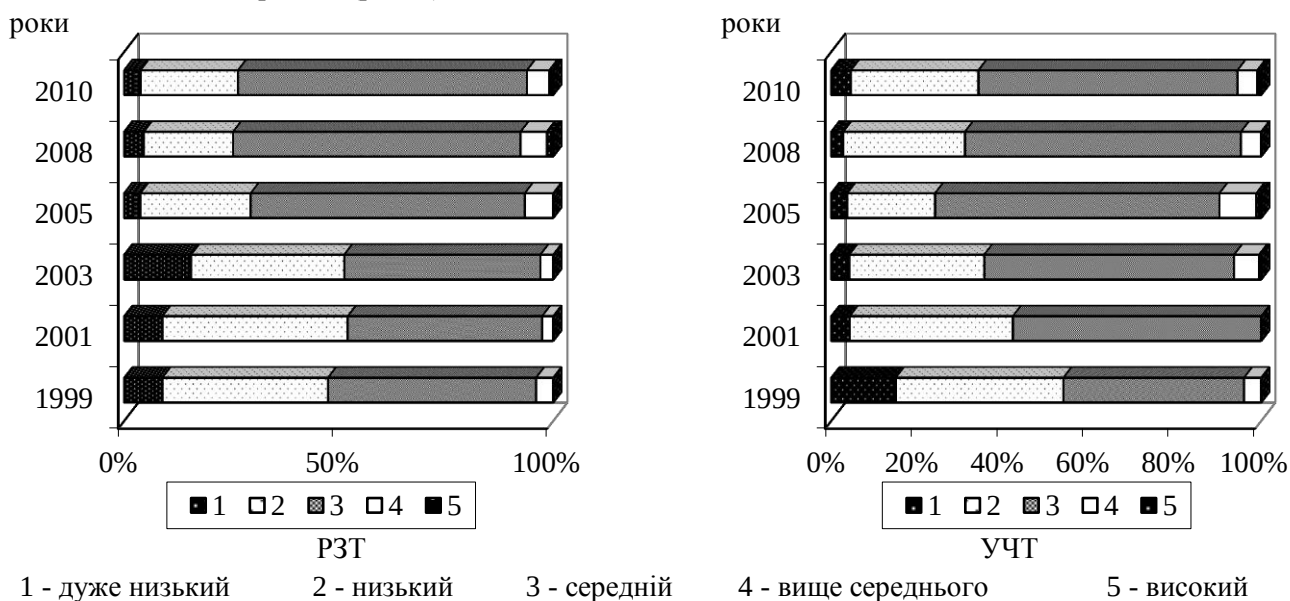


Рисунок 1 – Рівень добробуту сімей респондентів, які мешкають на РЗТ та УЧТ в динаміці за роками, в %

Рекреаційно-культурна сфера в ієрархії сфер життєдіяльності в динаміці серед населення РЗТ незмінно посідає 3-є місце за ступенем невдоволеності. При аналізі матеріалів соціологічного

опитування були виявлені тісні зв'язки рівня задоволеності рекреаційно-культурною сферою та з усіма аспектами роботи медичних закладів, де обслуговуються респонденти. Загальний індекс задоволеності роботою медичних закладів стрімко знизився за останнє десятиліття (з 1,11 у 1999р. до 0,44 у 2010р.). Найбільші скарги у населення викликає забезпечення необхідними ліками (-0,39). Для населення РЗТ передбачалося Законом безкоштовне забезпечення, але ця соціальна пільга вже давно не виконується. На такому ж низькому рівні діагностичне обладнання та обладнання кабінетів в поліклініках (-0,33), що підтверджується статистичними даними [7]. Викликає занепокоєність зниження оцінки професійності лікарів, кожна п'ята людина впевнена в некомпетентності лікаря. Значно знизилась задоволеність населення кількістю спеціалістів в медичних закладах (з 0,46 у 1999р. до 0,24 у 2010 р.). Організаційними питаннями роботи медичних закладів (розташуванням медичного закладу (0,56) та графіком роботи медперсоналу (0,39)) населення, здебільшого, задоволене. Викликає занепокоєність, що реорганізація в сфері медичного забезпечення зачепить саме цей стабільний показник. Зазначені причини невдоволеності роботою медичних закладів населення РЗТ декларовані Законом, що не діє протягом багатьох років.

Рівень достатності в сфері соціальної безпеки в динаміці за роками поступово втрачає свої позиції і на теперішній час посідає разом з соціально-політичною сферою перші сходинки за негативним впливом на ІССС. Не вистачає юридичної допомоги в захисті своїх прав та інтересів 55,9 % населення, яке проживає на РЗТ. Довготривала невирішеність соціальних проблем, передбачених Законом України «Про соціальний статус та соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи» негативно впливає на стан людини в соціумі. Впродовж 2001-2010 рр. майже вдвічі зросла кількість людей, які мають наміри добитися від влади матеріальної компенсації за проживання на РЗТ (36,1 % у 2001 р. та 68,4 % - у 2010 р.). Данні опитування населення в динаміці співвідносяться з оцінками експертів з даного питання.

За результатами експертного опитування загальні середні оцінки використання коштів з Фонду для реалізації заходів по ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи і соціального захисту населення знизились у 2012 році в порівнянні з 2002 роком. В першу чергу це стосується заходу придбання лікувально-діагностичного обладнання для спеціалізованих лікувальних закладів (з 54 до 24 балів відповідно) (табл. 3).

Таблиця 3 – Порівняльна експертна оцінка використання коштів з Фонду для реалізації заходів щодо ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи і соціального захисту населення в 2002 та 2012 роках, в балах (від 0 до 100)

Назва заходу, який фінансується	2002	2012
лікування важкохворих	48	41
оздоровлення дорослих	23	36
оздоровлення дітей	58	50
оздоровлення інвалідів	64	47
придбання лікувальних засобів	38	36
придбання лікувально-діагностичного обладнання для спеціалізованих лікувальних закладів	54	24
підтримка бар'єрів радіаційної безпеки, обмеження розповсюдження радіонуклідів із зони відчуження	34	34
надання пільг і компенсацій постраждалим дітям	56	55
виплата компенсацій інвалідам, які втратили здоров'я внаслідок ЧК, надання допомоги для їх оздоровлення	66	56
виплата щомісячної компенсації за втрату годувальника внаслідок ЧК	63	62
виплати пенсій	73	62
безкоштовне харчування дітей в учбових закладах	72	71
економічна реабілітація РЗТ	26	30

На другому місці в негативному рейтингу посідає економічна реабілітація РЗТ. На думку експертів на даний момент ця проблема взагалі викреслена з поля зору держави. На дуже низькому рівні залишається підтримка бар'єрів радіаційної безпеки, обмеження розповсюдження радіонуклідів із зони відчуження, придбання лікувальних засобів та оздоровлення дорослих.

Як і 10 років тому, найбільш ефективно використовувалися кошти щодо статей виплати пенсій (73 та 62 бали відповідно у 2002 та 2012 рр.), на безкоштовне харчування дітей в учбових закладах (72 та 71 бали), виплата щомісячної компенсації за втрату годувальника внаслідок ЧК (63 та 62 бали).

Інші соціальні заходи такі, як виплати компенсацій інвалідам, які втратили здоров'я (66 та 56 балів), оздоровлення інвалідів (64 та 47 балів), оздоровлення дітей (58 та 50 балів), втрачають в якості фінансування та реалізації. Кожного року з прийняттям ЗУ «Про Державний бюджет...» обмежуються дії великого переліку статей ЗУ «Про статус і соціальний захист ...». У 2012 році список статей Законів, дії яких обмежуються, значно зросла. Тобто, поступово завуальовано не виконуються чорнобильські закони, прийняті у 1991 році.

Висновки. Негативний вплив на стан соціального самопочуття населення 3-ї зони РЗТ мають сфери соціальної безпеки та соціально-політична. Низький рівень достатності в цих сферах провокує довготривале невіршення соціальних проблем, пов'язаних з наслідками Чорнобильської катастрофи та зневіра в майбутнє, пов'язана з довготривалою політичною кризою в країні. Головними недоліками в матеріально-побутової сфері життя людини залишається рівень матеріального достатку родини. Загальний індекс задоволеності роботою медичних закладів стрімко знизився за останнє десятиліття. Найбільші скарги у населення викликає забезпечення необхідними ліками та діагностичним обладнанням, зокрема кабінетів в поліклініках. За оцінками експертів, реалізація Загальнодержавної програми подолання наслідків Чорнобильської катастрофи за 2006-2010 рр., зокрема медична складова, була оцінена тільки у 38 балів із 100 можливих. Найбільші нарікання викликає матеріально-технічне забезпечення, придбання лікувально-діагностичного обладнання та лікувальних засобів.

Список використаної літератури.

1. Дорошенко, В. Н. Основные направления работы учреждений здравоохранения в Брянской области по минимизации медицинских последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС [Текст] / В. Н. Дорошенко, Л. К. Колмогорцев, В. Ф. Федоров // Экологическая антропология : Ежегодник. – Минск: Белорусский комитет «Дзеці Чарнобыля», 2007. – С. 91 - 93.
2. Хабибуллин, К. Н. Динамика факторов риска и профилактика здоровья населения / К. Н. Хабибуллин [Текст] // СОЦИС. - 2005. - № 6 – С. 140 – 144.
3. Сасенко, Ю. Соціальне усвідомлення Чорнобиля [Текст] // Чорнобиль і соціум – К. : – 2006. - Вип. 12 - С. 113 – 132.
4. Технологии социального мониторинга : Учебно-методический комплекс [Текст] / А. Е. Бахмутский, Е. С. Заир-Бек, О. Н. Кашина, В. В. Тимченко, С. Ю. Трапицын. – СПб. : Изд - во РГПУ им. А. И. Герцена, 2007. – 303 с.
5. Головаха, Е. И. Интегральный индекс социального самочувствия (ИИСС): конструирование и применение социологического теста в массовых опросах [Текст] / Е. И Головаха, .Н В. Панина – К. : Ин-т социологии НАНУ, 1997. – 64 с.
6. Масленников, Е. В. Экспертное знание : Интеграционный подход и его приложение в социологическом исследовании [Текст] / Е. В. Масленников - М. : Наука, 2001. - 228 с.
7. Морозова, М. М. Ресурсний потенціал медичного забезпечення населення радіоактивно забруднених територій / М. М. Морозова, О. О. Петриченко, В. А. Прилипко [Текст] // Україна. Здоров'я нації. – 2013. – №4 (28) – С. 53-61.

ОСОБЛИВОСТІ РОСТУ І РОЗВИТКУ РОСЛИН ЗА УМОВ ДІЇ ХРОНІЧНОГО ОПРОМІНЕННЯ

Рашидов Намік Мамед огли, Бережна Валентина Володимирівна, Сакада Володимир Івінович

Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України

Для дослідження особливостей росту і розвитку дикоростучих та культурних рослин за умов дії хронічного опромінення ділянку було вибрано поблизу місцевості, де раніше розташовувалось село Чистоголівка, на відстані приблизно 5-ти кілометрів від ЧАЕС, а контрольну ділянку в місті Чорнобиль, де ґрунт значно менше забруднений радіонуклідами [1].

Метою нашого дослідження було визначення за допомогою методів генетики та протеоміки особливостей трансгенераційних адаптивних змін росту і розвитку дикоростучих та культурних рослин за умов дії хронічного опромінення в Чорнобильській зоні. Рослини заслуговують особливої

уваги, оскільки вони ростуть та розмножуються стаціонарно, не покидаючи забрудненої зони, і тому не можуть уникнути вражаючої дії хронічного радіоактивного опромінення.

Методи дослідження

Доза опромінення рослин в зоні Чорнобильської аварії має дві складові – внутрішнє (приблизно 10%) та зовнішнє (приблизно 90% від загальної дози) опромінення. Внутрішня доза утворюється за рахунок накопичення радіонуклідів з ґрунту, зовнішня ж утворюється від радіонуклідів з оточуючого середовища – від ґрунту, повітря, води, дощу та інших джерел. Слід відмітити, що додатковий внесок до загальної дози надходить від радіоактивних опадів. Внутрішню та зовнішню дози можна виміряти і/або вирахувати без особливих проблем, тоді як дозу від радіоактивних опадів дуже важко достовірно визначити. Але стверджувати, що нею можливо нехтувати, не маємо жодної підстави. На підтвердження цього ми отримали дані з авторадіографічного дослідження поверхні різних частин рослин *Erophila verna* L. Bess. На листках, квітках, стеблі рослин, які росли на забрудненій території в Чистогалівці та Янові, спостерігали численні треки від α - та β - часток, при цьому розподіл та кількість і якість треків відрізнялись, в залежності від частини рослини та забруднення ділянки, де рослина виросла [2].

На протязі декількох років досліджень в Чорнобильській зоні було розроблено та використано такі важливі тест- системи для визначення радіонуклідного забруднення навколишнього середовища: мутації волосків тичинкових ниток та морфологічні порушення у *Tradescantia клону 02*, хромосомні аберації (*Allium-assay*), поява *GUS*-генних проявів в трансгенних лініях *Arabidopsis thaliana* L.

Результати та обговорення

Радіонукліди проникають з поверхні всередину рослини через кутикулу як аніони, а також, знаходячись в газовій фазі як дуже малі частки пилу, проходять через продихи. Таке позакореневе надходження, яке включає «гарячі» частинки мікро- та нано- розмірів може відігравати значну роль в рості і розвитку рослин.

В трьох посадках традесканції вихід мутацій та морфологічних порушень зростає в залежності від рівня забрудненості радіонуклідами ґрунту.

Для чотирьох поколінь трансгенних ліній *Arabidopsis thaliana* L. прояв *GUS* –гену зменшувався в залежності від кількості генерацій. В цих експериментах ми використовували три лінії трансгенних рослин *Arabidopsis thaliana* L., які мали гени *RPD3*- histonedeacetylase, *SIR2*- deacetylate histones, *SU(VAR)* – suppressor variation, а також маркерний *GUS* -ген. На основі цих даних можна зробити висновок, що трансгенераційна адаптаційна пластичність для диких та культурних рослин Чорнобильської зони спадково пов'язана з появою мутацій та епігенетичних змін, що, зрештою, приводить до зменшення врожайності. Насправді, тільки за кількістю суцвіть на одну рослину у *Crepis tectorum* L. контрольний варіант достовірно відрізняється від хронічно опромінених варіантів з ділянок Чистогалівки та Янова [3]. Для культурних рослин: ріпак, льон, соя та ячмінь, також спостерігали достовірну знижку врожайності в Чорнобильській зоні. Однією з причин такої закономірності може бути збільшення другої хвилі цвітіння, що показано у дослідах з льоном.

Таблиця. Параметри піків першої та другої хвилі цвітіння для четвертої генерації рослин льону, вирощуваних на ділянках з високим рівнем забруднення радіонуклідами (25.4 ± 0.4 мкЗв/год) та контрольних ділянках (0.3 ± 0.1 мкЗв/год), опромінюваних додатково хронічним опроміненням (35 ± 5 мкГр/год).

Варіанти	Пік першої хвилі цвітіння			Пік другої хвилі цвітіння		
	P, %	L, доба	R ²	P, %	L, доба	R ²
4-та генерація насіння, утвореного за умов дії хронічного опромінення, 25.4 ± 0.4 мкЗв/год						
Опромінення (35 ± 5 мкГр/год)	8.4	10	0.89	3.0	8	0.96
Без опромінення	7.6	10	0.92	3.7	8	0.94
4-та генерація насіння, утвореного за фонових умов, 0.3 ± 0.1 мкЗв/год						
Опромінення (35 ± 5 мкГр/год)	9.4	12	0.95	2.1	12	0.96
Без опромінення	9.2	12	0.92	1.5	12	0.96

Дані, наведені в таблиці, свідчать про зменшення першого піку та скорочення часу другої хвилі цвітіння в умовах хронічного опромінення. Це може викликати збільшення кількості стерильних суцвіть, що приводить до зниження врожайності в Чорнобильській зоні.

Ми вивчали як радіонуклідні опади можуть впливати на індукцію флоральної активності рослин. Для цього було опромінено окремо стебла проростків гороху та цілісні проростки та досліджено активність деяких генів в коренях цих проростків. Ми з'ясували, що в коренях ці гени (*DHN3*-dehydrin 3, *PCNA* - proliferating cell nuclear antigen, *SAMS2* - S-adenosyl-L-metionine synthase, *TubA1* - tubulin-A1, *CDC2* - cell division cycle 2 збільшують експресію, але іноді активність може зменшуватись. Для світлових сигналів ефект був подібним – в кореневій системі рослин квасолі за допомогою фотомножника квантів світла реєстрували розповсюдження світлового сигналу від стебла. На основі отриманих даних ми пропонуємо гіпотезу, яка включає епігенетичні зміни, як основний компонент в поясненні толерантності ДНК рослин на протязі росту та розвитку рослин за умов хронічного опромінення.

Висновки

Ріст і розвиток рослин особливо чутливі до дії хронічного опромінення в Чорнобильській зоні на таких фазах онтогенезу, як: початок розвитку проростків (ювенільна фаза), на якій відбувається зупинка та затримка росту домінантної апікальної меристеми; фаза цвітіння, в якій змінюється співвідношення параметрів обох хвиль цвітіння; фаза формування насіння, під час якої змінюється профіль синтезу білків в метаболізмі клітин.

Доведено, що у дикоростучих та культурних рослин під дією хронічного опромінення зменшується продуктивність подібно тому, як це відбувається за умов дії різних стрес факторів. Ми з'ясували, що друга хвиля цвітіння льону, вирощуваного при хронічному опроміненні, зростає, в порівнянні з контролем. Це може бути викликано збільшенням кількості стерильних суцвіть, що веде до зниження врожайності в Чорнобильській зоні [4].

Зміна експресії деяких генів в неопроміненій частині рослин підтверджує, що ріст та розвиток рослин контролюється різними шляхами трансдукції сигналів. Епігенетичні зміни функціонування геному тісно пов'язані з сигнальними системами рослин.

Трансгенераційна адаптативна пластичність веде до зниження рівня генетичних мутацій. Більш того, на основі протеомного аналізу показано, що епігенетичні зміни стають достовірними для декількох поколінь, які виростили за умов дії хронічного опромінення.

Література

1. Rashydov N., et al. Radiobiological Characterization Environment Around Object "Shelter" In book: Nuclear Power Plant, by edit. S.H. Chang, 2012, 342. <http://www.intechopen.com/profiles/25919/namik-rashydov>
2. Rashydov N., Berezhna V. Distribution ²⁴¹Am by organs and tissues of plants. In book: Nuclear Track Detectors: Design, Methods and Applications (Edts: Sidorov & Ivanov), Nova Science Publishers, Inc., USA, chapter 7, p. 213-225, (2010)
3. Jacob J. Herman and Sonia E. Sultan. (2012). Adaptive transgenerational plasticity in plants: case studies, mechanisms, and implications for natural. *Frontiers in plant science*. doi: 10.3389/fpls.2011.00102.
4. Jackson S.D., Hong Y. Systematic movement of *FT* mRNA and a possible role in floral induction. *Frontiers in Plant Science/Plant Physiology*, June 2012, v. 3. P.1-4.

ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДУ ФАКТОРУ РАДІОЄМНОСТІ ДЛЯ ДОСЛІДЖЕННІ АДАПТАЦІЇ РОСЛИН КУКУРУДЗИ ДО ДІЇ ХЛОРИДУ КАДМІЮ

Пчеловська С.А., Салівон А.Г., Тонкаль Л.В.

Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України

Одним із найбільш актуальних питань сучасної радіобіології є вивчення ефектів, що викликані дією різних стресових факторів, а також процесів відновлення і адаптації до цих. Раніше нами було запропоновано новий підхід до оцінки стану біоти модельних екосистем в умовах дії шкідливих факторів – по поведінці фактору радіоємності [1-3]. Фактор радіоємності – це частка (відсоток) радіонуклідів від загальної кількості в екосистемі, яка утримується біотичним компонентом цієї системи і по своєму дозовому впливу ще не здатна порушити основні функції біоти: здатність зберігати біомасу та кондиціювати середовище існування [2]. В експериментах на водній культурі рослин кукурудзи було показано, що фактор радіоємності – зручний, адекватний показник стану біотичного компонента модельної екосистеми (рослин кукурудзи) [4]. Зміни фактору радіоємності в умовах дії радіаційного та токсичного факторів (γ-опромінення рослин та внесення хлориду кадмію в поживне середовище) корелювало зі змінами ростових показників. Зменшення значень фактору радіоємності рослин вказує на зниження їх поглинальної активності відносно спеціально внесеного трасера ^{137}Cs , що, в свою чергу, говорить про погіршення стану рослин. За результатами проведених експериментів, запропонований показник – фактор радіоємності, виявився здатним адекватно відображати вплив факторів на біоту і випереджати ростові показники.

Мета даної роботи – застосування методу фактору радіоємності для вивчення явища адаптації рослин модельної системи в умовах дії токсичного фактору – хлориду кадмію.

Суть методу оцінки фактору радіоємності, полягає у визначенні поглинальної активності рослинних об'єктів по долі (відсотку) радіоактивності, яка залишається в культуральному середовищі після певного періоду інкубації на ньому досліджуваного об'єкта. Науковим підґрунтям цього методу є встановлені факти прямого зв'язку стану рослин з поглинальною здатністю їх кореневої системи, яку визначали по поглинанню ^{137}Cs з водного розчину його хлориду [5-8].

Скляний посуд, що використовувався в дослідженні, попередньо обробляли на протязі трьох діб розчином хлориду стабільного цезію (^{133}Cs) в концентрації 0,1 М, з метою виключити подальшу можливість сорбції іонів радіоактивного цезію внутрішніми стінками посудин. Спеціальна перевірка показала, що в посуді, обробленому розчином хлориду стабільного цезію, активність радіоактивного цезію не змінювалась, залишаючись на рівні початкової. Це, в свою чергу, дало нам можливість вважати, що зменшення активності в поживному середовищі при наявності рослин було обумовлено виключно надходженням радіонукліду до рослин.

Фактор радіоємності (F_6) для кожного з дослідних варіантів розраховували наступним чином:

$$F_6 = 1 - A_i / A_0;$$

де A_i – активність поживного розчину в i -й момент спостереження (її ми безпосередньо вимірювали в ході проведення експерименту), A_0 – активність розчину в початковий момент (спеціально внесена активність) [9].

Нормування розрахованих значень F_6 проводили, поділивши це значення у відповідний i -й момент спостереження (F_{6i}) на значення F_6 для контролю ($F_{6\text{ контр}}$) і помноживши на 100 %:

$$F_{6\text{ норм.}} = (F_{6i} / F_{6\text{ контр.}}) \times 100 \text{ \%}.$$

Отримані таким чином оцінки поглинальної активності далі використовували для побудови дозових і часових залежностей фактору радіоємності

В експериментах використовували тридобові проростки кукурудзи сорту Придністровська. Для пророщування відбирали непошкоджене насіння кукурудзи і поміщали їх в ростильні на зволожені підкладки по 50 насінин в кожній. Ростильні поміщали в термостат на 3 доби для пророщування при температурі 24°C. Проростки в кількості 20–25 шт. висаджували в скляні 0,5 л ємності з відстояною водою з водогону. Повторність кожного варіанту була трьохкратною. В якості трасеру в воду додавали ^{137}Cs у вигляді хлориду. Висхідна (на початок експерименту) радіоактивність по ^{137}Cs в банках складала 1,5 кБк (в 0,5 л). З інтервалом в 1 добу протягом 8-10 днів проводили вимірювання залишкової активності в ємностях з допомогою γ-спектрометра СЕГ-05 (Україна), в якому в якості детектора використано монокристал NaI. Вимірювання радіоактивності проводили доти, коли похибка вимірювання складала 3 %. Для дослідження впливу внесення хлориду кадмію на ростові

характеристики, кожного дня вимірювали довжину головного кореня проростків. Потім обчислювали швидкість росту й також нормували ці значення, відносячи їх до значень контрольного варіанту.

Для дослідження адаптації використовували стандартну схему, згідно якої варіанти спочатку піддавали адаптуєму впливу (АД), а через деякий час (Δt) застосовували тест-дозу (ТД). Для цього в воду додавали «адаптуючу» концентрацію розчину солі CdCl_2 , а через певний час Δt – «тестуючу» концентрацію. В якості модифікуючого впливу застосовували концентрацію хлориду кадмію, яка виявляє стимуляцію на ростові показники і на показники активності поглинання речовин з розчину – фактору радіємності. Цю концентрацію вибирали в результаті вивчення концентраційних залежностей фактору радіємності та ростових показників (швидкості росту головного кореня) рослин кукурудзи (рис. 1), які росли в умовах водної культури при додаванні у воду хлориду кадмію в кількості 1, 5, 25, 40 та 50 мкМ.

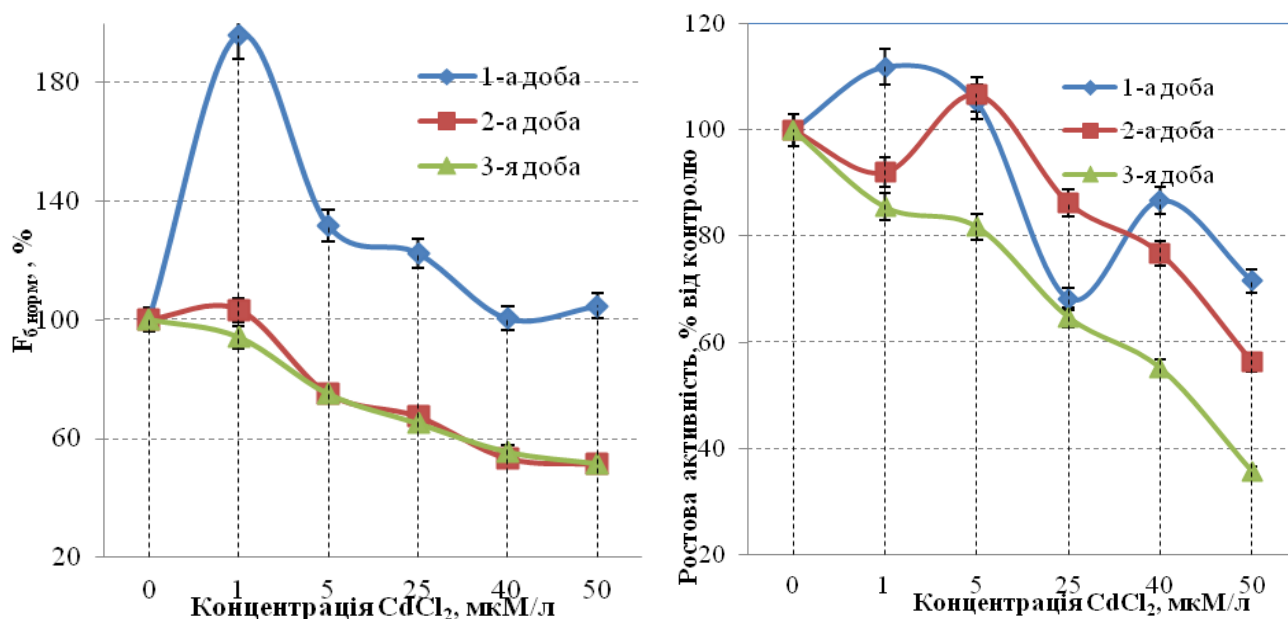


Рис 1. Концентраційна залежність впливу хлориду кадмію на поглинальну (зліва) та ростову(справа) активність проростків кукурудзи.

Можна бачити, що стимулюючий вплив і на ростові і на поглинальні показники проростків кукурудзи спостерігається при концентрації солі в культуральному середовищі CdCl_2 1 мкМ. Для обох показників така стимуляція спостерігається протягом першої доби. Виходячи з цього, концентрація кадмію хлориду 1 мкМ була обрана в якості адаптуючої. В якості тест-дози обрали концентрацію солі CdCl_2 25 мкМ. Інтервали між адаптуючим та тестуючим впливом вибрали рівними 4 та 24 год.

Динаміка фактору радіємності для варіанту із застосуванням тестуючої концентрації хлориду кадмію 25мкМ з інтервалом 24 год. після внесення модифікуючої концентрації 1 мкМ показує наявність адаптивного ефекту (рис. 2). Такий висновок можна зробити з порівняння кривої для цього варіанту з кривими варіантів незалежного застосування адаптивної та тест-концентрацій. Видно, що протягом перших 4-х діб значення фактору радіємності для варіанту із застосуванням адаптаційної схеми перевищують на 10-15 % значення для варіантів із застосуванням окремо 1мкМ і 25мкМ CdCl_2 . У випадку, коли інтервал між адаптивним та стресовим впливами був 4 год., поглинальна активність рослин кукурудзи відновилась до рівня варіанту із застосуванням тільки адаптивної концентрації 1мкМ.

При вивченні динаміки ростової активності для варіанту із застосуванням адаптаційної схеми з інтервалом між адаптивною і стресовою концентраціями 4 год. також не спостерігали явище адаптації, навпаки – відбувалось погіршення ростової активності рослин в порівнянні навіть з незалежним застосуванням 25 мкМ хлориду кадмію. Тобто, тут має місце сенсibilізуючий вплив 1 мкМ хлориду кадмію на момент застосування стресової концентрації CdCl_2 . У випадку внесення 25 мкМ CdCl_2 через 24 год. після адаптуючого впливу (1 мкМ CdCl_2), спостерігали адаптації, починаючи з другої доби, про що свідчать значення ростової активності (швидкості росту головного кореня), що вищі від значень для незалежного застосування 25 мкМ CdCl_2 .

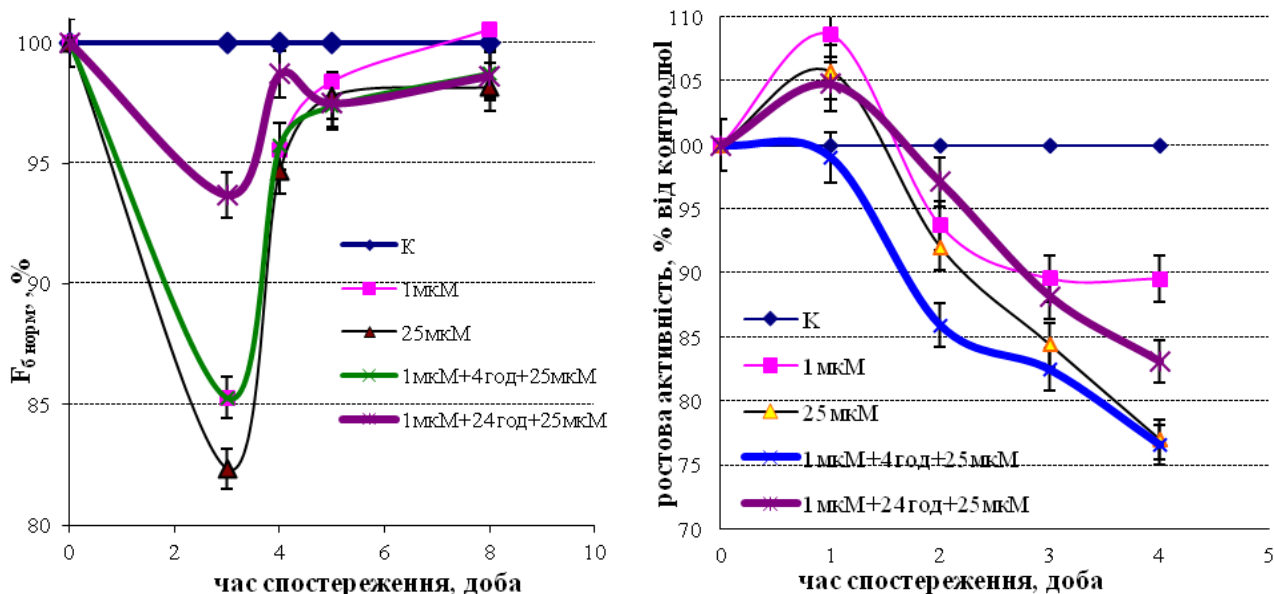


Рис. 2. Динаміка фактору радіоємності (зліва) рослин кукурудзи та швидкості росту їх головних коренів (справа) в умовах дії адаптуючої (1 мкМ) та тестуючої (25 мкМ) концентрацій CdCl_2 .

Виявлено, що при застосуванні токсичного чинника за адаптаційною схемою впливу на рослини кукурудзи в умовах водної культури, можлива наявність явища адаптації до стресового впливу, в залежності від величини часового інтервалу між адаптуючою та тестуючою дозами (концентраціями). Зокрема явище адаптації було виявлено при застосуванні «стрес-концентрації» 25 мкМ через 24 год. після адаптуючої концентрації CdCl_2 1 мкМ.

Таким чином, показано, що застосування методу фактору радіоємності до вивчення адаптації рослин до дії шкідливих факторів, а саме – внесення розчину токсичного металу кадмію в поживне середовище рослин, є зручним, доцільним і підтверджується традиційним методом спостереження за динамікою ростових характеристик рослин. Слід підкреслити, що вперше досліджували адаптацію рослин до дії токсичного металу за традиційною схемою адаптації до радіаційного впливу.

Список посилань:

1. *Антропогенная радионуклидная аномалия и растения*/ Д.М. Гродзинский, К.Д. Коломиец, Ю.А. Кутлахмедов и др. – К.: Лыбидь, 1991. – 160 с.
2. *Кутлахмедов Ю. А.* Медико-биологические последствия Чернобыльской аварии. Ч. 1. Долгосрочные радиоэкологические проблемы Чернобыльской аварии и контрмеры. - Киев, МЕДЭКОЛ, 1998. 172 с.
3. *Кутлахмедов Ю. А.,* Поликарпов Г. Г., Корогодин В. И., Кутлахмедова-Вишнякова В. Ю. / Методология и методы исследования радионуклидов и других техногенных загрязнителей в наземных и водных экосистемах (Пособие). – К.: Вища школа, 1997
4. *Пчеловская С.А.* Исследование комбинированного действия радиационного и токсического факторов по показателям радиоёмкости: Автореферат дис. канд. биол. наук. - Киев, 2006, 20 с.
5. *Костюк О.П.,* Михеев А.Н., Кутлахмедов Ю.А. Модификация способности накапливать радионуклиды с помощью их стабильных изотопов //Окружающая среда и здоровье. – Киев: Укр. научн. гигиен. центр. Деп. в ГНТБ Украины. 1993. 10 с.
6. *Костюк О.П.,* Михеев А.Н., Гродзинский Д.М., Кутлахмедов Ю.А. Модификация способности растений накапливать радионуклиды // Докл. АН Украины. 1993. вып. 8. С. 162–165.
7. *Kostuk O.,* Micheev A., Zezina N., Kutlahmedov Y. Accumulation of radiocesium by root top could be index of meristem functional activity// Abstr. of 10th congress of Radiation Research. Wurtzburg, 1995..
8. *Михеев О.М.,* Костюк О.П., Кутлахмедов Ю.О., Гродзинський Д.М. Індукція перехідних процесів як механізм модифікації нагромаджувальної здатності рослин // Доп. АН України. 1995. № 5. С. 143-145.
9. *Пчеловская С.А.,* Саливон А.Г., Михеев А.Н. и др. Использование метода оценки фактора радиоёмкости в исследованиях перекрестной адаптации растений // Радиационная биология. Радиоэкология. Том 51, № 2, 2011. С. 1-7.

ФОРМУВАННЯ ДОЗИ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ СІЛЬСЬКОГО НАСЕЛЕННЯ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ ЦЕНТРАЛЬНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

Розпутній О.І., д-р с.-г. наук, Перцьовий І.В., канд. с.-г. наук, Герасименко В.Ю., канд. с.-г. наук

Білоцерківський національний аграрний університет

Постановка проблеми. Чорнобильська катастрофа стала найтяжчою за всю історію людства техногенною катастрофою внаслідок якої було забруднено більше 145 тис км² території України, Республіки Білорусь та Російської Федерації, де щільність забруднення радіонуклідами ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr перевищувала 37 кБк/м². Також вплив Чорнобильської катастрофи відчули на собі Швеція, Норвегія, Польща, Великобританія та інші країни. В Україні радіоактивного забруднення зазнали 50,5 тис. км² території, де проживають у 2218 населених пунктах понад 2,4 млн. жителів. Пройшло вже майже три десятиліття та проблема радіоактивного забруднення на постраждалих територіях й нині залишається досить актуальною, особливо для Полісся і в меншій мірі для Лісостепу.

Населення, яке проживає на радіоактивно забруднених територіях, отримує додатково, понад природний рівень дози зовнішнього та внутрішнього опромінення. Зовнішнє опромінення зумовлене високим вмістом ¹³⁷Cs у ґрунтах, при розпаді якого підвищується потужність гамма випромінювання на місцевості та внутрішнє – спричинене надходженням ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr в середину організму при споживанні продовольчої продукції, отриманої на радіоактивно забруднених територіях. Для сільського населення, продовольча продукція, отримана на присадибних ділянках є основним джерелом харчування та надходження в організм ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr, що зумовлює необхідність оцінки дози опромінення [1-3, 6-7].

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Провідними вченими (Б.С. Прістер, І.М. Гудков, І.А. Ліхтарьов, Д.М. Гродзинський, В.О. Кашпаров, М.М. Лазарев, Ю.І. Іванов, І.І. Карачов, О.І. Фурдичко, М.Д. Кучма та ін.) проведено досить великий обсяг наукових досліджень по вивченню міграції ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr в об'єктах аграрного виробництва, накопиченні їх в продовольчій продукції та оцінці ефективних доз опромінення людини. При цьому основна увага науковців зосереджена на Поліссі. В більшій мірі вивчається поведінка ¹³⁷Cs, що є основним дозоутворюючим радіонуклідом. Окрім цього на радіоактивно забруднених територіях Лісостепу значний внесок у забруднення припадає і на ⁹⁰Sr. Все це й зумовило необхідність дослідження активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у продовольчій продукції, що вирощується на присадибних ділянках жителів сіл, що знаходяться на радіоактивно забруднених територіях лісостепової зони південної частини Київської області.

Метою нашої роботи була оцінка внеску продовольчої продукції, отриманої на присадибних ділянках у формування річної ефективної дози опромінення сільського населення, що проживає на радіоактивно забруднених територіях лісостепової зони південної частини Київської області. Завданням наших досліджень було визначити питому активність ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у молоці, м'ясі, картоплі й іншій овочевій продукції та провести розрахунки доз опромінення сільського населення.

Матеріал і методи досліджень. Дослідження проводили на присадибних ділянках сіл Йосипівка та Тарасівка Білоцерківського району Київської області. Село Йосипівка віднесено до зони добровільного гарантованого відселення (III зона), а Тарасівка – до зони посиленого радіологічного контролю (IV зона). Для проведення досліджень було відібрано середні зразки ґрунтів, на присадибних ділянках, картоплі та іншої овочевої продукції, молока корів, м'яса. Питому активність ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr визначали на УСК "Гамма Плюс U" з програмним забезпеченням "Прогрес 2000" у лабораторії кафедри безпеки життєдіяльності Білоцерківського НАУ. Активність ¹³⁷Cs визначали на сцинтиляційному гамма-спектрометричному тракті в посудині Марінеллі об'ємом 1л у нативних зразках чи після їх фізичного концентрування, а ⁹⁰Sr – після радіохімічного виділення на сцинтиляційному бета-спектрометричному тракті згідно з методиками проведення вимірювань [4–5]. Розрахунок річної ефективної дози внутрішнього опромінення проводили за формулою [8]:

$$D_p = K_{д Cs} \sum_{i=1}^N m_{pi} A_{Cs i} + K_{д Sr} \sum_{i=1}^N m_{pi} A_{Sr i} \quad \text{де:}$$

$$K_{д Cs} = 1,8 \cdot 10^{-8} \text{Зв/Бк}; \quad K_{д Sr} = 2,8 \cdot 10^{-8} \text{Зв/Бк};$$

m_{pi} – річне споживання i -го продукту харчування;

$A_{Cs i}$ $A_{Sr i}$ – значення питомої активності ^{137}Cs , ^{90}Sr у продукті.

Результати дослідження та їх обговорення. Основними овочевими культурами, що вирощувалися на присадибних ділянках були картопля, капуста, столові буряки, морква, цибуля, помідори, огірки, кабачки, перець та редька. Результати дослідження питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в овочевих культурах вирощених на присадибних ділянках сіл Йосипівка та Тарасівка наведено у таблиці 1. З даних таблиці 1 видно, що найнижча активність ^{137}Cs була у картоплі, цибулі та огірках. У кабачках та солодкому перці вона була вдвічі, моркві та помідорах майже вчетверо, буряках та редьці майже у 8, а у квасолі вдесятеро вищою, ніж у картоплі. Найнижчою питома активність ^{90}Sr була у цибулі, вдвічі вищою у помідорах та огірках, вчетверо вищою – у перці солодкому, майже вдесятеро вищою у картоплі та капусті, у 20 разів вищою у кабачках і у 30 разів вищою була у столових буряках, моркві та квасолі ніж у цибулі.

Таблиця 1

Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr в овочевих культурах, $n = 12$, Бк/кг

Культура	с. Йосипівка		с. Тарасівка	
	^{137}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{90}Sr
картопля	$2,78 \pm 0,56$ 2,06 – 3,81	$1,04 \pm 0,23$ 0,58 – 1,37	$1,51 \pm 0,24$ 0,95 – 1,94	$2,40 \pm 0,49$ 1,73 – 3,35
капуста	$5,55 \pm 1,1$ 4,13 – 7,61	$2,10 \pm 0,18$ 1,15 – 2,73	$1,52 \pm 0,23$ 0,96 – 1,97	$2,42 \pm 0,48$ 1,72 – 3,36
буряки столові	$13,89 \pm 2,82$ 10,32 – 19,04	$5,22 \pm 1,17$ 2,88 – 6,84	$5,05 \pm 0,98$ 3,17 – 6,46	$8,00 \pm 1,75$ 5,76 – 11,53
морква	$8,33 \pm 1,69$ 6,19 – 11,42	$3,12 \pm 0,69$ 1,73 – 4,12	$4,71 \pm 0,92$ 2,96 – 6,03	$7,53 \pm 1,51$ 5,57 – 10,79
цибуля	$2,82 \pm 0,56$ 2,07 – 3,82	$1,06 \pm 0,22$ 0,62 – 1,41	$0,17 \pm 0,03$ 0,11 – 0,22	$0,27 \pm 0,05$ 0,19 – 0,37
помідори	$8,22 \pm 1,68$ 6,22 – 11,38	$3,12 \pm 0,68$ 1,73 – 4,10	$0,35 \pm 0,06$ 0,22 – 0,44	$0,54 \pm 0,11$ 0,37 – 0,75
огірки	$2,8 \pm 0,56$ 2,08 – 3,78	$1,02 \pm 0,21$ 0,60 – 1,36	$0,34 \pm 0,07$ 0,21 – 0,43	$0,54 \pm 0,10$ 0,38 – 0,74
кабачки	$5,62 \pm 1,11$ 4,18 – 7,64	$2,08 \pm 0,47$ 1,15 – 2,73	$2,86 \pm 0,55$ 1,80 – 3,66	$4,56 \pm 0,86$ 3,26 – 6,16
перець солодкий	$5,64 \pm 1,12$ 4,22 – 7,82	$2,02 \pm 0,42$ 1,22 – 2,72	$0,67 \pm 0,13$ 0,42 – 0,86	$1,07 \pm 0,22$ 0,77 – 1,49
редька біла	$16,66 \pm 3,38$ 12,38 – 22,84	$6,25 \pm 1,41$ 3,45 – 8,20	$4,37 \pm 0,85$ 2,75 – 5,60	$7,10 \pm 1,56$ 4,80 – 10,04
квасоля	$25,2 \pm 5,08$ 18,58 – 34,26	$9,38 \pm 2,11$ 5,18 – 12,26	$5,04 \pm 0,98$ 3,17 – 6,46	$7,95 \pm 1,65$ 5,57 – 11,16

Примітка: – у чисельнику наведено середнє, а у знаменнику мінімальне й максимальне значення

Згідно ГН 6.6.1.1-130-2006 «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді» активність ^{137}Cs у картоплі не повинна перевищувати 60 Бк/кг, у свіжих овочевих та бобових культурах – 20 Бк/кг а ^{90}Sr – 40 Бк/кг у картоплі та у свіжих овочевих та бобових культурах – 20 Бк/кг. Таким чином з результатів досліджень видно, що овочева продукція, що вирощується на присадибних ділянках сіл Йосипівка та Тарасівка відповідає критеріям радіаційної безпеки за активністю ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Дослідження активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у молоці та м'ясі, отриманому у підсобних господарствах жителів сіл Йосипівка та Тарасівка показало, що в обох населених пунктах найвищою активність ^{137}Cs і ^{90}Sr була у м'ясі свинини та молоці корів (табл. 2).

Таблиця 2

Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у молоці та м'ясі, Бк/кг, n=5

Продукція	с. Йосипівка		с. Тарасівка	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Молоко	$\frac{6,28 \pm 1,86}{3,5 - 9,31}$	$\frac{2,12 \pm 0,6}{1,16 - 2,82}$	$\frac{2,21 \pm 0,67}{1,12 - 3,34}$	$\frac{0,69 \pm 0,10}{0,35 - 1,12}$
М'ясо свинини	$\frac{9,5 \pm 2,4}{7,45 - 12,9}$	< 0,50	$\frac{3,93 \pm 1,18}{2,14 - 5,37}$	< 0,50
М'ясо куряче	$\frac{1,2 \pm 0,17}{0,67 - 1,8}$	–	$\frac{0,25 \pm 0,09}{0,12 - 0,32}$	–
М'ясо гусяче	$\frac{1,8 \pm 0,27}{0,82 - 2,6}$	–	$\frac{0,46 \pm 0,11}{0,21 - 0,81}$	–
Яйця	0,41	–	0,11	–

Примітка: – питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr була нижче МДА приладу

При цьому в молоці активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у весняно-літній період була у два – три рази вища, ніж в осінньо-зимовий, що зумовлено випасанням корів на природних пасовищах, де рівень забруднення ґрунтів значно вищий, ніж на орних угіддях. Найнижчою активність ^{137}Cs і ^{90}Sr була у м'ясі птиці. Згідно з чинними гігієнічними нормативами, у молоці питома активність ^{137}Cs не повинна перевищувати 100 та ^{90}Sr – 20 Бк/кг, а у м'ясі активність ^{137}Cs не повинна бути більше 200 і ^{90}Sr – 20 Бк/кг. Таким чином отримане молоко та м'ясо відповідає критеріям радіаційної безпеки за активністю цих радіонуклідів.

За активністю ^{137}Cs і ^{90}Sr у продовольчій продукції власного виробництва та річним обсягом її споживання розраховано дози внутрішнього опромінення населення (табл. 3).

Таблиця 3

Ефективна доза внутрішнього опромінення мЗв/рік

№ п/п	Продукція	с. Йосипівка	с. Тарасівка
1	картопля	0,0154	0,0083
2	капуста	0,0046	0,0023
3	буряки столові	0,0039	0,0019
4	морква	0,0043	0,0029
5	цибуля	0,0005	0,0002
6	помідори	0,0022	0,0011
7	огірки	0,0011	0,0005
8	кабачки	0,0013	0,0006
9	перець солодкий	0,0008	0,0003
10	редька біла	0,0017	0,0010
11	квасоля	0,0035	0,0014
12	молоко	0,0218	0,0060
13	м'ясо свинини	0,0037	0,0017
14	м'ясо птиці	0,0005	0,0001
15	яйця	0,0001	0,00001
	Всього	0,0655	0,0283

З даних таблиці 3 видно, що найбільший внесок в дозу внутрішнього опромінення вносить споживання молока та картоплі. Так жителі с. Йосипівка з молоком отримують 33,2 % від усієї дози внутрішнього опромінення, картоплею – 23,5 %, а жителі с. Тарасівка з молоком отримують 21,2 % від усієї дози внутрішнього опромінення, картоплею – 29,3 %. В цілому, при споживанні населенням продовольчої продукції власного виробництва, доза внутрішнього опромінення жителів села Йосипівка складає 0,065 мЗв/рік, а села Тарасівка – 0,0283 мЗв/рік. Доза внутрішнього опромінення мешканців села Тарасівка у 2,3 рази нижча ніж села Йосипівка, оскільки за даними наших досліджень, середня щільність забруднення території цього населеного пункту ^{137}Cs у 2,7, а ^{90}Sr вдвічі нижча порівняно з селом Йосипівка. За чинним законодавством річна ефективна доза опромінення

населення, що проживає на радіоактивно забруднених територіях за рахунок внутрішнього та зовнішнього опромінення не повинна перевищувати 1 мЗв.

Висновки. 1. Результати досліджень показали, що молоко, м'ясо та овочева продукція, що вирощується на радіоактивно забруднених територіях лісостепової зони відповідає критеріям радіаційної безпеки за питомою активністю ^{137}Cs і ^{90}Sr .

При споживанні продовольчої продукції, отриманої на власних присадибних ділянках доза внутрішнього опромінення жителів села Йосипівка становить 0,065 мЗв/рік, а села Тарасівка – 0,0283 мЗв/рік. Найбільший внесок у дозу внутрішнього опромінення вносить споживання молока та картоплі.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи у віддалений період (Рекомендації) / За заг. ред. Б.С. Прістера. – К.: Атіка, 2007. – 196 с.
2. Зубець М.В. Актуальні проблеми і завдання наукового супроводу виробництва сільськогосподарської продукції в зоні радіоактивного забруднення Чорнобильської АЕС /М.В. Зубець, Б.С. Прістер, Р.М. Алексахін, В.О. Кашпаров //Агроекологічний журнал. – 2011. – № 1. – С. 3 – 20.
3. Кашпаров В.О. Оптимізація впровадження протирадіаційних заходів у сільському господарстві на забруднених радіонуклідами територіях /В.О. Кашпаров, Е.С. Тенкач, Н.А. Журба //Ядерна фізика та енергетика. – 2009. – Т. 10, № 2. – С. 205 – 213.
4. Методика измерения активности бета-излучающих радионуклидов в счетных образцах с использованием программного обеспечения «Прогресс». – М., 1996. – 27 с.
5. Методика измерения активности радионуклидов в счетных образцах на сцинтилляционном гамма-спектрометре с использованием программного обеспечения «Прогресс». – М., 1996. – 38 с.
6. Чоботко Г.М. Формирование дозы внутреннего облучения населения Украинского Полесья вследствие употребления пищевых продуктов лесного происхождения /Г.М. Чоботко, Л.А. Райчук, Ю.М. Писковий // Агроэкологический журнал. – 2011. – № 1. – С. 37 – 42.
7. Фурдичко О.І. Пріоритетні напрями наукового забезпечення сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених територіях /О.І. Фурдичко, М.Д. Кучма, Г.П. Паньковська //Агроекологічний журнал. – 2011. – № 1. – С. 20 – 26.
8. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP PUBLICATION 119. – 2012. – ICRP, Published by Elsevier Ltd. – 130 p.

ЦИТОГЕНЕТИЧНІ ПОКАЗНИКИ В ОЦІНЦІ ІНДИВІДУАЛЬНОЇ РАДІАЦІЙНОЇ ЧУТЛИВОСТІ ЛЮДИНИ

Рябченко Н.М.

*Інститут експериментальної патології, онкології і радіобіології ім. Р. Є.Кавецького НАН України,
Київ; nryabchenko@ukr.net*

Вступ. Популяція людини є гетерогенною за проявом радіаційно-індукованих реакцій на різних рівнях організації організму. За даними літератури від 10 до 20% популяції складають особи з підвищеною радіаційною чутливістю, що може зумовлювати підвищений ризик розвитку радіаційно-індукованих патологій, в тому числі злоякісних. Таким чином, оцінка величини і прогноз індивідуальної радіаційної чутливості (ІРЧ) людини залишається актуальною фундаментальною та практичною проблемою радіаційної біології, екології і медицини. Вирішення цієї проблеми в практичній площині пов'язане із необхідністю враховувати існування когорти осіб з підвищеними показниками ІРЧ при оцінці радіаційних ризиків, розробки норм радіаційного захисту, удосконалення заходів профілактики ранніх та

віддалених ускладнень професійного опромінення, внаслідок радіотерапії та діагностики тощо.

Один з напрямків фундаментальних досліджень механізмів формування радіаційної чутливості – пошук прогностичних маркерів підвищеної ІРЧ, пов'язаних з схильністю до раку. Вивчення багатьох спадкових синдромів (атаксія-телеангіектазія, анемія Фанконі, синдром Блюма, Коккейна, Ніймегенський синдром ламкості хромосом, атаксія-панцитопенія, прогерія тощо) виявило високу чутливість клітин пацієнтів до додаткової, «провокативної» дії радіації, що оцінювалась за різними критеріями. Нещодавні дослідження продемонстрували підвищену чутливість соматичних клітин до дії іонізуючої радіації серед онкологічних хворих з різною локалізацією злоякісного процесу. Причому найбільшу варіабельність цих показників виявлено за дії відносно малих доз радіації (до 0,5 Гр), тоді як з підвищенням доз опромінення міжіндивідуальна різниця нівелювалась. Серед осіб, у яких найчастіше виявляють підвищений рівень маркерів радіаційної чутливості – пацієнти як із встановленими спадковими генетичними дефектами (наприклад, носії *ATM*, *BRCA1/2* мутацій), так і спорадичними формами раку. Крім того було показано, що радіочутливість соматичних клітин (лімфоцитів периферичної крові) за цитогенетичними показниками (аберації хромосом, мікроядра) має спадковий характер [1- 3]. Вважають, що у частини пацієнтів із спорадичними формами раку грудної залози (РГЗ) головну роль у розвитку онкопатології можуть відігравати гени низької пенетрантності, що відповідають за ефективність роботи так званої системи відповіді на пошкодження ДНК (DNA damage response, DDR) [4]. Вважають, що мутації/поліморфізм кандидатних генів низької та середньої пенетрантності, відповідальних за розпізнавання, репарацію та елімінацію радіаційно-індукованих пошкоджень ДНК (скажімо, *ATM*, *NBS1*, *XRCC1*, *XRCC3*, *XRCC6*, *hRAD51*, *CYP17*, *BRIP1*, *BARD1* тощо) можуть бути фактором ризику формування РГЗ [5]. При цьому цитогенетичні маркери прямо формуються внаслідок порушень системи DDR, в групах онкологічних пацієнтів мають високий коефіцієнт міжіндивідуальної варіабельності і можуть виступати як опосередковані маркери мутацій/поліморфізму відповідних генів. Дійсно, аналіз радіаційно-індукованих цитогенетичних показників в лімфоцитах периферичної крові людини дозволяє не тільки виконувати об'єктивну біологічну індикацію та дозиметрію променевого ураження організму людини, а й оцінити їх міжіндивідуальну варіабельність за умови опромінення клітин в одній дозі. Ця різниця відмічається в різних фазах клітинного циклу, проте є найбільш вираженою в найрадіочутливішій фазі – G2. Дослідження G2-радіаційної чутливості лімфоцитів периферичної крові хворих на спадкові синдроми, що супроводжуються хромосомною нестабільністю та високою схильністю до раку, лягли в основу розробки G2-тесту, що дозволяє кількісно оцінити і порівняти величину радіаційної чутливості на хромосомному рівні соматичних клітин людини [6]. З використанням G2-тесту нами було показано, що 11% вибірки умовно здорових жителів м. Києва (більше, ніж 130 обстежених осіб на сьогодні) мають підвищену частоту аберацій хромосом за дії тестуючого опромінення в G2 фазі [7]. При цьому не виявлено достовірної різниці в одержаних показниках радіочутливості клітин за віком і статтю, а також їх істотної «внутрішньої індивідуальної» варіабельності.

Метою представленої роботи була оцінка міжіндивідуальної варіабельності рівней аберацій хромосом, індукованих *in vitro* опроміненням лімфоцитів периферичної крові хворих на РГЗ у порівнянні з умовно здоровими особами.

Матеріали і методи. Зразки периферичної крові для постановки культур лімфоцитів отримано у 44 умовно здорових жінок віком 28-55 років (середній вік – 43 роки) та у первинних хворих на РГЗ I-II стадії (T1–2N1M0), які не мали випадків раку в сімейному анамнезі, - 37 жінок віком від 31 до 81 років перед курсом радіо-/хіміотерапії.

Опромінення зразків крові кожного донора здійснювали в G0 фазі та G2 фазі клітинного циклу (G0-тест та G2-тест) рентгенівськими променями (апарат РУМ-17, напруга на трубці 200 кВ, струм 10 мА, фільтр 0,5 мм Cu + 1 мм Al). в дозі 1,5 Гр перед стимуляцією лімфоцитів ФГА (G0-тест) та в дозі 0,5 Гр на 47 год культивування (G2-тест). На 48 год культивування в пробірки додавали 100 мкл розчину коллеміду, після чого клітини фіксували та фарбували відповідно до стандартного протоколу [8]. Це дозволило аналізувати клітини в першому пострадіаційному мітозі. При аналізі результатів G0-тесту та спонтанного рівня рахували кількість аберацій хромосомного та хроматидного типу на 100 метафаз. Результати G2-тесту розраховували за частотою аберацій хроматидного типу (хроматидні та ізохроматидні розриви) на 100 метафаз.

Коефіцієнт варіації одержаних показників (CV) визначали за формулою: $CV = (SD/M) \times 100$, де SD стандартне відхилення, M – середньо групове число аберацій хромосом. % осіб з показниками підвищеної ІРЧ визначали використовуючи значення 90-го персентиля, як описано в [9]. За

допомогою χ^2 -тесту порівнювали пропорції чутливих донорів з різних груп, тесту Мана-Уїтні – підгрупи пацієнтів. Рівень достовірності складав $p < 0,05$.

Результати та обговорення. G2 тест, на відміну від оцінки спонтанного рівня аберацій хромосом в популяції, дозволяє виявити «приховану» індивідуальну нестабільність геному, оскільки передбачає «провокативне», тест-опромінення клітин та відповідну оцінку міжіндивідуальної варіабельності одержаних цитогенетичних параметрів. Опромінення здійснюється в найбільш чутливій фазі клітинного циклу G2/M. Вважають, що розриви хроматид, найхарактерніші пошкодження хромосом для цієї фази, формуються внаслідок радіаційно-індукованих двониткових розривів ДНК і їх частота напряму залежить від ефективності процесів репарації [10].

В роботі представлено порівняльні дані G0 і G2 тестів в групі умовно здорових жінок та хворих на РГЗ, що не мали онкологічної захворюваності в сімейному анамнезі (рис 1, 2).

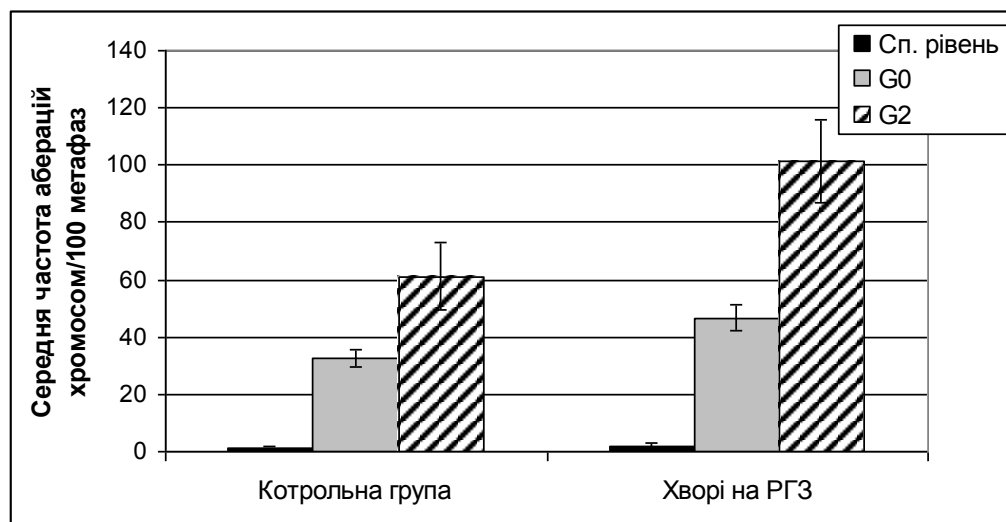


Рис. 1. Середньогрупові значення спонтанного рівня аберацій хромосом, частоти аберацій хромосом, індукованих опроміненням лімфоцитів в G0 та G2 фазах клітинного циклу в групах умовно здорових жінок та хворих на РГЗ.

Одержані дані щодо спонтанного рівня аберацій хромосом у групах обстежених жінок свідчать про відсутність достовірної різниці в середньогрупових значеннях ($1,1 \pm 0,32$ та $1,9 \pm 0,64$ на 100 метафаз, відповідно; t-тест, $p > 0,05$). Не спостерігалось достовірної різниці між середніми значеннями частоти аберацій хромосом при опроміненні в G0 фазі в групах контролю та хворих на РГЗ. Коефіцієнт варіації загальної частоти аберацій хромосом в контрольній групі складав 9%, в групі хворих – 12%. Використовуючи значення 90-го персентилу визначили, що 13% групи онкологічних пацієнтів та 7% з групи контролю мали підвищені рівні аберацій хромосом за результатами G0-тесту.

Середньогрупове значення частоти аберацій хромосом, індукованих тест-опроміненням в G2 фазі клітинного циклу у хворих на РГЗ було істотно вище, ніж у умовно здорових донорів: $100,3 \pm 12,3$ і $61,2 \pm 8,0$, відповідно (непарний t-тест, $p < 0,001$). Коефіцієнт варіації частоти хроматичних делецій, індукованих тест-опроміненням в G2 фазі як в групі умовно здорових жінок, так і онкологічних пацієнток був вищий, ніж при опроміненні в G0: 15% і 26%. 5 з 44 осіб з групи контролю (11,4 %) та 14 з 37 пацієнток з РГЗ (38%) мали підвищені показники радіаційної чутливості на хромосомному рівні лімфоцитів периферичної крові за результатами G2 тесту.

На рис. 2 представлено гістограми одержаних показників G0 (A) і G2 (B) тестів в групі контролю та хворих на РГЗ.

Не встановлено прямих кореляційних зв'язків між результатами G0 і G2 тестів для досліджуваних груп. Значення коефіцієнту Пірсона склало 0,11 в контрольній групі і 0,15 – в групі пацієнтів ($p < 0,05$). В групі контролю не виявлено осіб з підвищеними показниками радіаційної чутливості за результатами G0 і G2 тестів одночасно. В групі хворих на РГЗ – один донор.

Розподіл онкологічних пацієнтів за віком показав, що в «чутливих» осіб середній вік склав 47 років, тоді як у групі з показниками G2 тесту в межах норми – 66 років. Вивчення

кореляції результатів G2 тесту з віком донорів вимагає подальших досліджень, проте можна припустити, що підвищені рівні IPЧ на хромосомному рівні у відносно молодих хворих пов'язані з генетично детермінованою нестабільністю геному та схильністю до злоякісної трансформації.

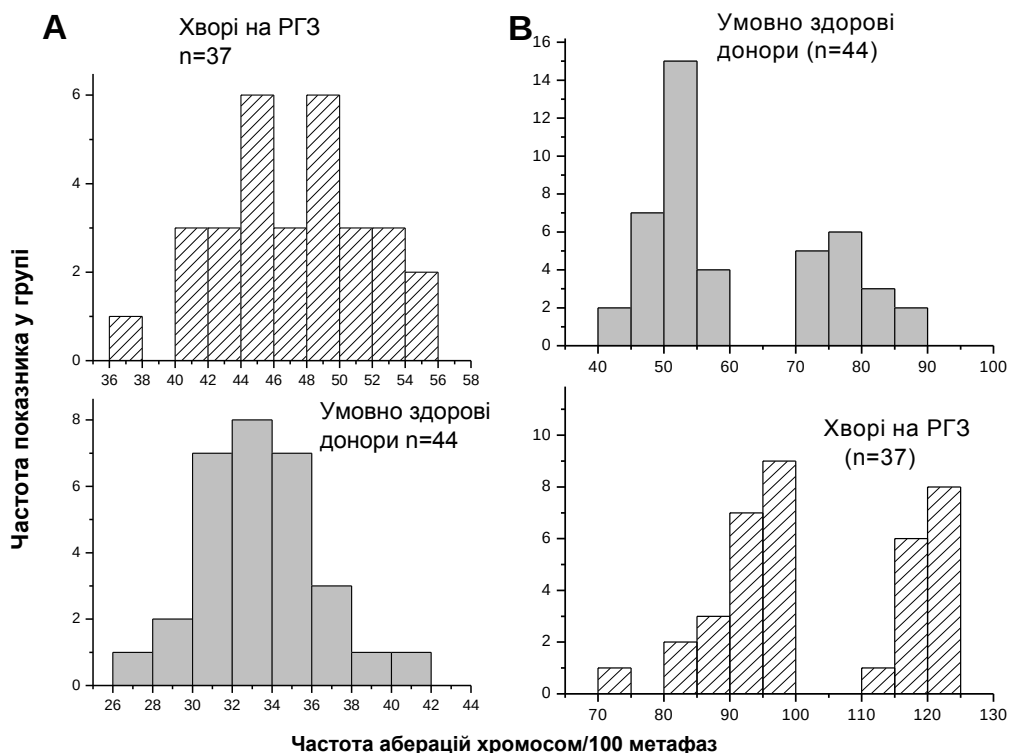


Рис. 2. Розподіл частоти аберацій хромосом, індукованих тест-опроміненням лімфоцитів в групі умовно здорових донорів та хворих на РГЗ в G0 (А) та G2 (Б) фазах клітинного циклу.

Висока між-індивідуальна варіабельність хроматидних делецій, що реєструється при опроміненні лімфоцитів хворих на РГЗ у G2 фазі та високий відсоток осіб з підвищеною радіаційною чутливістю за результатами G2 тесту у порівнянні з умовно здоровими особами дозволяє також припустити наявність асоціації між підвищеною радіаційною чутливістю, визначеною за G2 тестом, та схильністю до РГЗ. Якщо хроматидні розриви напряду формуються внаслідок ефективності процесів розпізнавання і репарації двониткових розривів ДНК, як це було показано раніше, то між-індивідуальна варіабельність показників G2 тесту може бути зумовлена відмінностями в ефективності процесів репарації, притаманних цій фазі клітинного циклу. Таким чином, генетичні фактори, що визначають репарацію радіаційно-індукованих пошкоджень ДНК в G2 фазі (як шляхом гомологічної рекомбінації, так і не гомологічного з'єднання кінців розривів ДНК), можуть відігравати роль в ініціації РГЗ. Відсутність кореляції між показниками G0 і G2 тестів свідчить про різні механізми формування радіаційно-індукованих реакцій на рівні хромосом, що охоплюють не тільки репарацію ДНК, а інші процеси системи DDR. РЗ огляду на вище зазначене можна припустити, що особи з групи умовно здорового контролю, у яких виявлено показники G2 тесту вище встановленої норми (11% у нашому дослідженні) вимагають подальших обстежень з метою встановлення схильності до РГЗ та первинної профілактики радіаційно-індукованих злоякісних патологій.

Список літератури

1. Distel LV, Neubauer S, Keller U, *et al.* Individual differences in chromosomal aberrations after in vitro irradiation of cells from healthy individuals, cancer and cancer susceptibility syndrome patients. *Radiother Oncol* 2006; 81:257-63.

2. Cadwell KK, Curwen GB, Tawn EJ, *et al.* G2 checkpoint control and G2 chromosomal radiosensitivity in cancer survivors and their families. *Mutagenesis* 2011; 26:291-4.
3. Ernestos B, Nikolaos P, Koulis G, *et al.* Increased chromosomal radiosensitivity in women carrying BRCA1/BRCA2 mutations assessed with the G2 assay. *Int J Radiat Oncol Biol Phys* 2010; 76:1199-205.
4. Davis JD, Lin SY. DNA damage and breast cancer. *World J Clin Oncol* 2011; 2:329-38.
5. Pharoah PD, Antoniou AC, Easton DF, Ponder BA. Polygenes, risk prediction, and targeted prevention of breast cancer. *New Engl J Med* 2008. 38: 1239-41.
6. Scott D, Barber JB, Spreadborough A R, *et al.* Increased chromosomal radiosensitivity in breast cancer patients: a comparisson of two assays. *Int J Radiat Biol* 1999; 75: 1-10.
7. Dyomina EA, Ryabchenko NM. Increased individual chromosomal radiosensitivity of human lymphocytes as a parameter of cancer risk. *Exp Oncol* 2007; 29:217-20.
8. Cytogenetic Analysis for Radiation Dose Assessment/ Technical Report series No 405. – Int. Atom. Energy Agency, Vienna: 2001.– 138 p.
9. Scott D, Barber JB, Spreadborough AR, *et al.* Increased chromosomal radiosensitivity in breast cancer patients: a comparisson of two assays. *Int J Radiat Biol* 1999; 75: 1-10.
10. Natarajan AT, Berni A, Marimuthu KM, *et al.* The type and yield of ionising radiation induced chromosomal aberrations depend on the efficiency of different DSB repair pathways in mammalian cells. *Mutat Res* 2008; 642:80-5.

УДК 504.3.054

РАДІОЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЛІСОВИХ ПОЖЕЖ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ

Єременко Сергій Анатолійович¹, Сидоренко Володимир Леонідович¹, Азаров Сергій Іванович²,
Білошицький Микола Васильович¹, Смірнова Олена Миколаївна¹, Власенко Євген Андрійович¹,
Пруський Андрій Віталійович¹

¹*Інститут державного управління у сфері цивільного захисту*

²*Інститут ядерних досліджень НАН України*

У процесі Чорнобильської катастрофи на територію 30-ти кілометрової зони ЧАЕС випало у вигляді радіоактивних опадів приблизно 4,4 ПБк ¹³⁷Cs, 4,0 ПБк ⁹⁰Sr та 32 ТБк ^{239,240}Pu [1].

З 1990 по 2008 рр. у Чорнобильській зоні сталося 42 великі лісові пожежі, якими було охоплено 16,9 тис. га лісів та 19,6 тис. га трав'яного настилу. Пожежонебезпечний сезон настає з моменту сходу снігового покриву і триває до настання стійкої дощової осінньої погоди чи утворення снігового покриву. Найбільша кількість лісових пожеж – 65 % припадає на весну, 25 % – на осінь та 10 % – на літо. Статистика причин виникнення лісових пожеж свідчить, що 60 % пожеж пов'язано зі спалюванням відходів, халатністю та навмисними підпалами, 15 % – з екстремальними погодними умовами (іскри, блискавки, самозапалювання, розряди ліній електропередач, тощо), для решти причини не встановлено.

Внаслідок лісової пожежі радіаційний дим піднімається на досить значну висоту та перенесення радіоактивних аерозолів відбувається на велику відстань. Тривалість життя радіаційної димоаерозольної хмари у нижній тропосфері (до 1,5 км) – менше тижня, у верхній тропосфері – приблизно місяць, у стратосфері – 1–3 роки. При цьому відбувається осідання радіоактивних продуктів згоряння (РПЗ) на «чистих» від радіоактивного забруднення територіях. Одне з основних завдань – не допустити лісових пожеж у Чорнобильській зоні, а у випадку їх виникнення мінімізувати їх радіоактивний вплив на довкілля з одночасним забезпеченням радіаційного захисту населення.

Останнім часом, особливо після Чорнобильської аварії, проведено багато досліджень щодо вторинної небезпеки радіоактивних аерозолів при пожежах. Багато авторів вважають різні параметри визначальними для потрапляння РПЗ у довкілля при лісових пожежах на території Чорнобильської зони [2, 3]. Дослідження продовжуються, оскільки до цього часу немає достовірних даних, які

однозначно визначають надходження різних радіонуклідів до атмосферного повітря при лісовій пожежі.

Дана робота присвячена пошуку параметрів, які характеризують утворення та розповсюдження РПЗ, вимивання та сухого осаду радіоактивних часток, аерозолів та леткої золи з димової хмари, визначення їх дисперсного складу, активності тощо в процесі лісової пожежі у Чорнобильській зоні.

Наприкінці квітня 1996 року поблизу села Товстий Ліс, розташованого в 20 км на захід від ЧАЕС, виникло декілька осередків загоряння рослинного покриву з високим рівнем радіоактивного забруднення ґрунту 10^{15} – 10^6 Бк/кг. Пожежа тривала майже три доби, у результаті чого вогнем було знищено 30 га лісу та 16 га трав'яного покриву. Стоп диму сягав висоти 1,2 км, а довжина димового шлейфу – 20 км. За даними метеостанції "Чорнобиль" загальна метеорологічна ситуація в процесі лісової пожежі у точках спостереження визначалася такими показниками: північно-західний напрямок вітру, швидкість вітру у діапазоні 1,5–3,0 м/с, пориви вітру 7–8 м/с, середня температура повітря – 19 °С. Тривала відсутність дощів, низька питома вологість повітря, стабільна температура дозволили провести виміри параметрів РПЗ на сході димового шлейфу протягом трьох діб.

Під час лісової пожежі проводився забір проб атмосферного повітря випадінь РПЗ на шлейфі димової хмари за стандартною методикою за допомогою марлевих планшетів [4, 5], розташованих на горизонтально рівній відкритій місцевості, а також натурне дослідження концентрації аерозолів та зважених частинок диму за допомогою блоків детектування БДАС-03П фірми «Ізотоп». Після чого було виконано аналіз композиції радіонуклідів та вимір об'єму активного і дисперсного складу аерозолію. Виміри питомої активності ^{137}Cs проводилися з використанням γ -детектора фірми «ORTEC» з надчистого германію, ефективність якого становила 40 %, а розподільна здатність 1,95 кеВ при $E=1,33$ МеВ ^{60}Co .

У блоці детектування БДАС-03П було реалізовано безперервний режим відбору дисперсної фази диму на фільтрувальну смугу типу ЛФС-2-25 з одночасною реєстрацією об'ємної активності проб. Дисперсний склад РПЗ вимірювали за допомогою 5-ти каскадного імпактора ІБФ. Активність ^{90}Sr та трансуранових елементів (ТУЕ) у пробах визначали за стандартною радіохімічною методикою [6, 7]. Активність екстрагованого ^{90}Sr виміряли шляхом радіометрії його дочірнього радіонукліду ^{90}Y з використанням α та β -радіометра «CANBERRA-2400». Відносна похибка вимірювання змінювалась у межах 10–20 % для ^{137}Cs , 25–30 % – для ^{90}Sr , 40–50 % – ТУЕ, залежно від вмісту радіонуклідів у зразках.

Для статистичної обробки масиву експериментальних даних були використані стандартні пакети програм «Excel» та «Statistica 6.0». Середні значення та статистичні показники розраховували за загальноприйнятими формулами.

Дослідження при лісовій пожежі проводили у реальних (натурних) умовах із застосуванням методу активного експерименту за детальним моніторингом метеорологічних умов та фонових значень параметрів ресуспенції. Утворення і розповсюдження радіоактивного диму буде визначатися конкретним видом лісової пожежі, фізико-хімічними процесами горіння та димоутворення, мікрофізикою та агрегатним станом радіоактивних продуктів згоряння, а також конкретною метеорологічною ситуацією. Радіоактивний дим, (сажа, попіл та волога), піднімаючись вгору, поступово буде осаджуватися на поверхню землі в залежності від розподілу частинок продуктів згоряння за розмірами.

На рис. 1 приведено показники вмісту концентрації диму в атмосферному повітрі в усіх фазах лісової пожежі, а на рис. 2 розподіл об'ємної активності (концентрації) радіонуклідів у повітрі для різних фаз розвитку лісової пожежі.

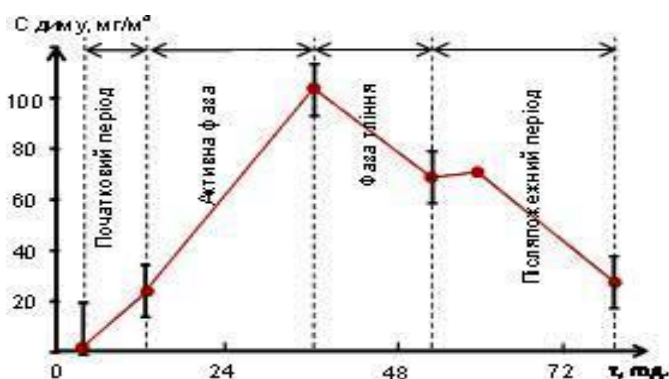


Рис. 1 – Показник вмісту концентрації диму в повітрі у місці лісової пожежі

З даних приведених на рис. 2 видно, що об'ємна активність РПЗ в основному обумовлена ^{137}Cs , який складає 92 % загальної активності, ^{90}Sr – 7 %, а TUE – 1,0 %.

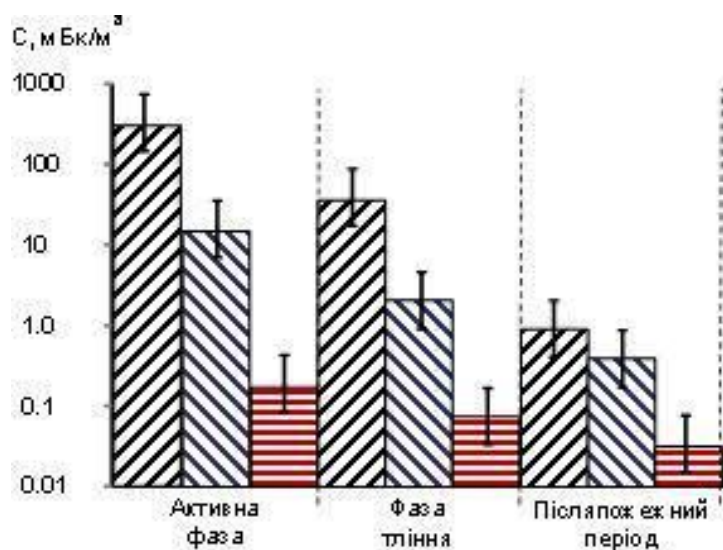


Рис. 2 – Об'ємна активність радіонуклідів у атмосферному повітрі при різних фазах лісової пожежі

Розподіл об'ємної концентрації радіонуклідів та інтенсивність їх осідання в атмосферному повітрі на різних відстанях від лісової пожежі наведені на рис. 3 і 4.

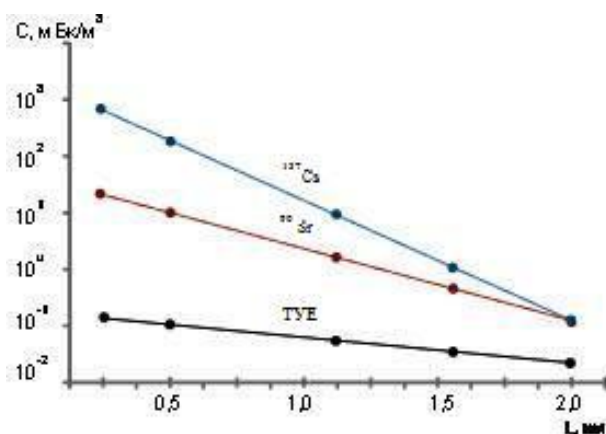


Рис. 3 – Розподіл об'ємної концентрації радіонуклідів в атмосферному повітрі в залежності від відстані при активній фазі лісової пожежі

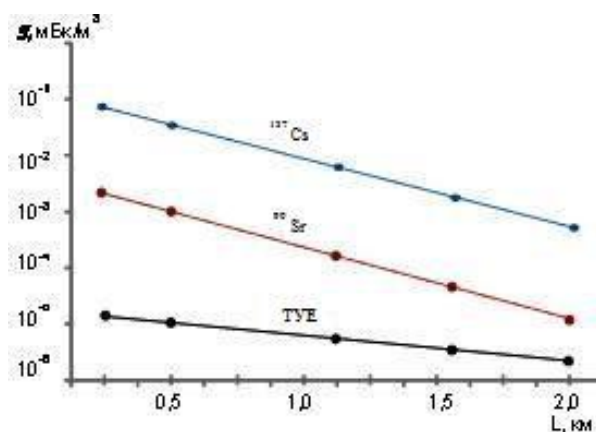


Рис. 4 – Розподіл інтенсивності осідання радіонуклідів в атмосферному повітрі в залежності від відстані при активній фазі лісової пожежі

З рис. 3 добре видно, що на відстані 2 км від місця лісової пожежі об'ємна концентрація ^{137}Cs зменшилася на три порядки, а для ^{90}Sr лише на порядок.

Рис. 4 показує, що інтенсивність осідання частинок диму з атмосфери на поверхню ґрунту буде визначатися в основному двома факторами: «сухим» гравітаційним турбулентним осадженням та вимиванням опадами. Окрім того, осідання часток диму може відбуватися за рахунок конденсації вологи та процесів дифузії.

На рис. 5 зображено розраховану швидкість «сухого» осідання радіоактивних аерозольних димових частинок в залежності від відстані джерела лісової пожежі.

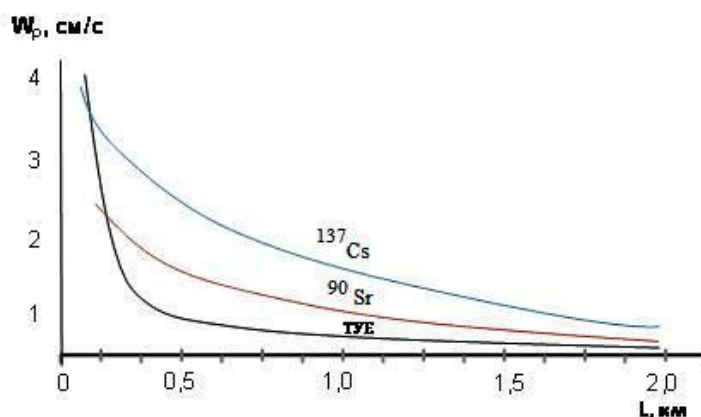


Рис. 5 – Швидкість «сухого» осідання в атмосферному повітрі радіонуклідів РПЗ

З рис. 5 видно, що аерозолі диму з ^{137}Cs найбільш стійкі у повітрі і можуть переноситися на значні відстані від місця лісової пожежі.

На рис. 6 представлено розподіл активності радіонуклідів за розмірами димових аерозолів для активної фази пилу лісової пожежі.

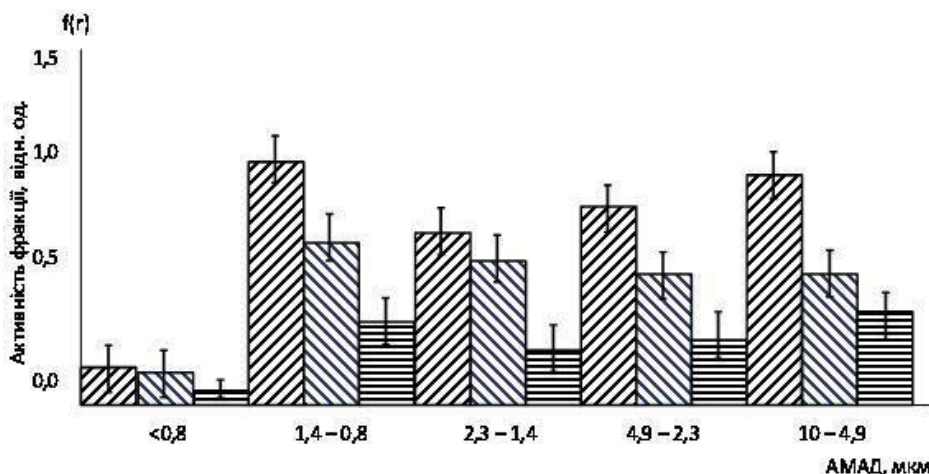


Рис. 6 – Розподіл активності радіонуклідів за розмірами по активності аеродинамічного діаметра (АМАД) в РПЗ в активній фазі лісової пожежі

З рис. 6 видно, що невелике радіоактивне навантаження буде для летючих часток РПЗ з АМАД в діапазоні 1,4–0,8. При цьому діаметри медіан і стандартні відхилення для логарифмічно-нормального розподілу складає: $d_m=1,5$ мкм, $\tau=1,3$.

Попередня дозова оцінка інгаляційного опромінення показала, що за максимальної об'ємної активності групи радіонуклідів і суміші РПЗ у приземному шарі атмосфери складає 290 мБк/м^3 . При активній фазі лісової пожежі людина без засобів індивідуального захисту органів дихання, яка знаходилась на відкритій місцевості біля 5 годин, могла би отримати дозу внутрішнього опромінення, яка складає $0,01 \text{ мЗв}$.

Проведені натуральні дослідження Чорнобильської зоні свідчать про те, що зміст радіоактивних аерозолів у продуктах згоряння при лісовій пожежі може значно збільшитися у приземному шарі атмосфери на декілька порядків і відзначається в основному ^{137}Cs . В приземному шарі атмосферного повітря переважає рідкий дим з аерозольним діаметром менш ніж 10 мкм, який в основному затримується у легенях людини до 50 %, що небезпечно у радіологічному розумінні. Виконана дозова оцінка інгаляційного опромінення людини показала, що максимальна доза при отриманні опромінення під час лісової пожежі мала порядок величини $0,01 \text{ мЗв}$.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред / [Ю.А. Израэль, С.М. Вакуловский, В.А. Ветров и др.]. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 296 с.
2. Будыко А.К. Радиоактивные аэрозоли при пожарах на территориях, загрязненных продуктами Чернобыльской аварии / А.К. Будыко, В.И. Огородников // Радиационная биология.

Радиоэкология. – 1995. – Т. 35, Вып. 1. – С. 102–112.

3. Гаргер Е.К. Радиоактивность аэрозоля и его дисперсный состав на промплощадке ЧАЭС в период лесных пожаров / Е.К. Гаргер, В.А. Кашпур, Г.Г. Скоряк и др. // *Агроекологічний журнал*. – 2004. – № 3. – С. 6–12.
4. *Захист від радіації. Загальні принципи відбирання проб радіоактивних речовин із повітря: ДСТУ ISO 2889*. – К.: Держспоживстандарт України, 2003. – 56 с. – (Національні стандарти України).
5. *Методика определения плутония в почвах, растениях, аэрозолях, в марлевых планшетах*. – М.: Геохим АН СССР, 1986. – 7 с.
6. *Лаврухина А.К. Радиохимический анализ* / А.К. Лаврухина, Т.В. Малышева, Ф.И. Павлоцкая. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 220 с.
7. *Мясоедов Б.Ф. Аналитическая химия трансплутониевых элементов* / Б.Ф. Мясоедов, Л.И. Гусева, И.А. Лебедев. – М.: Наука, 1972. – 374 с.

УДК 577. 334 – 577. 346

ВПЛИВ ^{131}I НА ОКИСНИЙ ГОМЕОСТАЗ ЩУРІВ

Гриневич Юлія Петрівна, Липська Алла Іванівна, Телецька Світлана Володимирівна, Циганок Тетяна Василівна

Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ

Йод – мікроелемент, необхідний для функціонування щитоподібної залози (ЩПЗ) - найважливішого органу ендокринної системи, що синтезує гормони для забезпечення нормального функціонування більшості органів і систем. Йод, як структурний компонент тиреоїдних гормонів, визначає активність перебігу широкого спектру метаболічних процесів в організмі. Його накопичення у в ЩПЗ корелює з рівнем йодиду в крові через систему складних регуляторних механізмів і контролюється центральною нервовою системою. Променеве ураження ЩПЗ призводить до змін її функціональної активності з поступовим переходом в гіпотиреоїдний стан, за якого пригнічується біосинтез тиреоїдних гормонів тироксину й трийодтироніну – основних регуляторів окисно – відновних процесів в організмі, яким належить провідна роль у формуванні первинних фізико-хімічних реакцій на дію радіації. На сьогодні практично відсутні відомості про перебіг вільнорадикальних процесів у організмі як людини, так і тварин за надходження ^{131}I , що формував основну дозу опромінення у населення із зони радіоактивного забруднення на ранній стадії аварії. Отже, дослідження змін окисного метаболізму за умов надходження до організму ^{131}I представляє актуальну наукову та практичну задачу.

Метою даної роботи було дослідження особливостей перебігу вільнорадикальних процесів у крові щурів за разового надходження різних доз ^{131}I до організму.

Дана робота є продовженням циклу досліджень механізму перебігу вільнорадикальних процесів (ВРП) у крові тварин за дії на організм інкорпорованих радіонуклідів різної тропності.

Матеріали і методи

Робота виконана на щурах-самцях лінії Вістар масою 200 ± 15 г. Тваринам натще per os вводили розчин натріюйодид (^{131}I) активністю 3,32 кБк (І гр.), 19,2 кБк (ІІ гр.), 65 кБк (ІІІ гр.). Кров для досліджень (20мкл) відбирали з хвостової вени тварин. Кістковий мозок вимивали охолодженим ізотонічним розчином NaCl з трубчастих кісток задніх кінцівок.

В динаміці досліджено рівень вільнорадикальних процесів у щурів різних груп. ВРП досліджували методом індукованої H_2O_2 хемілюмінесценції (ХЛ) [1] на апаратно–програмному комплексі для реєстрації і автоматизованого аналізу ХЛ "Хемілюмінометр Lum - 5773" з ФЕП Hamamatsu H5773P. ХЛ надає інформацію про рівень вільнорадикальних процесів в організмі, активності антиоксидантних, ферментативних і неферментативних систем, які запобігають аутокаталітичному розвитку процесу і утримують його на стаціонарно-рівноважному рівні. Загальний рівень перекисних процесів у крові досліджували в динаміці експерименту на 3 год. , 1 , 3, 7, 8, 14 та 30 доби від початку введення ізотопу. Вивчали наступні показники: максимальну інтенсивність свічення (I_{max}), що зумовлена в основному розкладом H_2O_2 , іонами металів змінної валентності та

пероксидами ліпідів [1] та світлосуму (Σ_{300}) свічення за 5хв. Антиоксидантну ланку ВРП вивчали за активністю каталази [2]. Активність ізотопу в органах і тканинах тварин визначали на γ -спектрометрі СЭГ-50(П) з Ge(Li) детектором (60 см³), статистична похибка не перевищувала 3 - 5 %.

Результати досліджень

Серед шкідливих чинників, що діють на біоту, іонізуюче випромінювання займає особливе місце. Це пов'язано з його великою проникаючою здатністю, іонізацією молекул і утворенням вільних радикалів. Суттєве значення для з'ясування механізмів патологічних змін, що виникають в організмі за дії радіації належить функціонально-метаболічному профілю клітин крові, як такої, що несе інформацію про процеси, що перебігають не тільки в ній, але і в інших органах та тканинах. Одними із них є вільнорадикальні – ініціатори подальших фізико-хімічних змін в органах і тканинах, мембранах клітин, що можуть призводити до їх загибелі та до різних патологічних станів.

Аналізуючи кінетику накопичення і виведення ¹³¹I та динаміку його перерозподілу по органах і тканинах за перорального надходження, ми виявили наступне. Радіонуклід дуже швидко всмоктується в шлунково-кишковому тракті і потрапляє до кровотоку з подальшим його перерозподілом по органам і тканинам. Впродовж перших семи діб спостерігали хвилеподібний перерозподіл ¹³¹I між органами і тканинами через транспортну систему (кровоносне русло). Отже, в крові протягом тривалого періоду можуть знаходитись радіонукліди ¹³¹I (до повного його розпаду, або виведення з організму).

Протягом дослідів ми спостерігали, що динамічні зміни ВРП у периферичній крові щурів незначні, що ймовірно, зумовлено процесами перерозподілу активності в організмі. Слід зазначити, що системи організму дуже швидко реагують на надходження радіоактивності, вже на 1-шу добу ми спостерігали кількісні зміни деяких показників ХЛ, амплітуда змін яких у опромінених тварин суттєво не залежала від величини введеної активності ¹³¹I. У дослідних тварин виявлено односпрямованість змін основних ХЛ-характеристик крові. Разове введення ¹³¹I в 3,32кБк/тв і 19,16 кБк/тв активностей суттєво не впливає на рівень переокисних процесів та динаміку їх перебігу у гемолізатах крові і не призводить до суттєвих порушень прооксидантно – антиоксидантної рівноваги. Відхилення від значень контролю в усі терміни спостереження знаходились у межах статистичної похибки вимірювань. Відновлення кінетичних параметрів ХЛ реакції і їх наближення до значень контролю, спостерігали починаючи з 14 доби і на 22- та 30-у доби експерименту. Це свідчить про те, що в організмі опромінених тварин зберігається на належному рівні функціональна активність ферментів антиоксидантного захисту. Отже, система антиоксидного захисту швидко реагує на радіаційно-індуковані зміни і в організмі в достатній кількості напрацьовується широкий спектр антиоксидантних ферментів.

У дослідних тварин III групи виявлено односпрямованість змін основних ХЛ-характеристик крові. Їхня динамічна крива містить декілька екстремумів з досягненням максимальних значень 1-у та 14-у добу, а мінімальних - на 7-у, 8-у. Динаміка змін ХЛ – показників гемолізату крові щурів за введення 65 кБк ¹³¹I/тв наведено на рис.1.

Хвилеподібна зміна інтенсивності ВРП, очевидно, пов'язана як з хвилеподібним перерозподілом ізотопу між органами і тканинами, так із особливостями процесу його виведення, а незначне їх відхилення від контролю – низьким вмістом ізотопу у крові [3]. Крім цього, враховуючи багатогранність систем регуляції ПОЛ, за опромінення організму, який є складною біологічною системою, можна очікувати як прооксидантних, так і оксидантних ефектів. На доповнення до процесів радіолізу опромінення може пригнічувати захисні системи організму на різних рівнях його організації (клітинний, субклітинний, тканинний, органний), активувати каталізatori чи їх відновники. Разом з тим, не виключена можливість пригнічення прооксидантних факторів, чи, навпаки, активування ферментного захисту, тощо. Це доводить, що у відповідь на радіаційну дію "спрацьовують" захисні механізми підтримки біохімічного гомеостазу. Як результат - реалізація того чи іншого механізму визначає конкретний про- чи антиоксидантний ефект іонізуючого випромінювання, а тим самим рівень і напрямок розвитку патологічних змін в організмі. Відповідно до даних літератури через 24 години після опромінення ЩПЗ зменшуються активність тиреопероксидази і тиреоїдний статус, зниження якого найбільш значиме у віддалений період, відбуваються фазні зміни у крові тиреоїдних гормонів, що контролюють переокисні процеси.

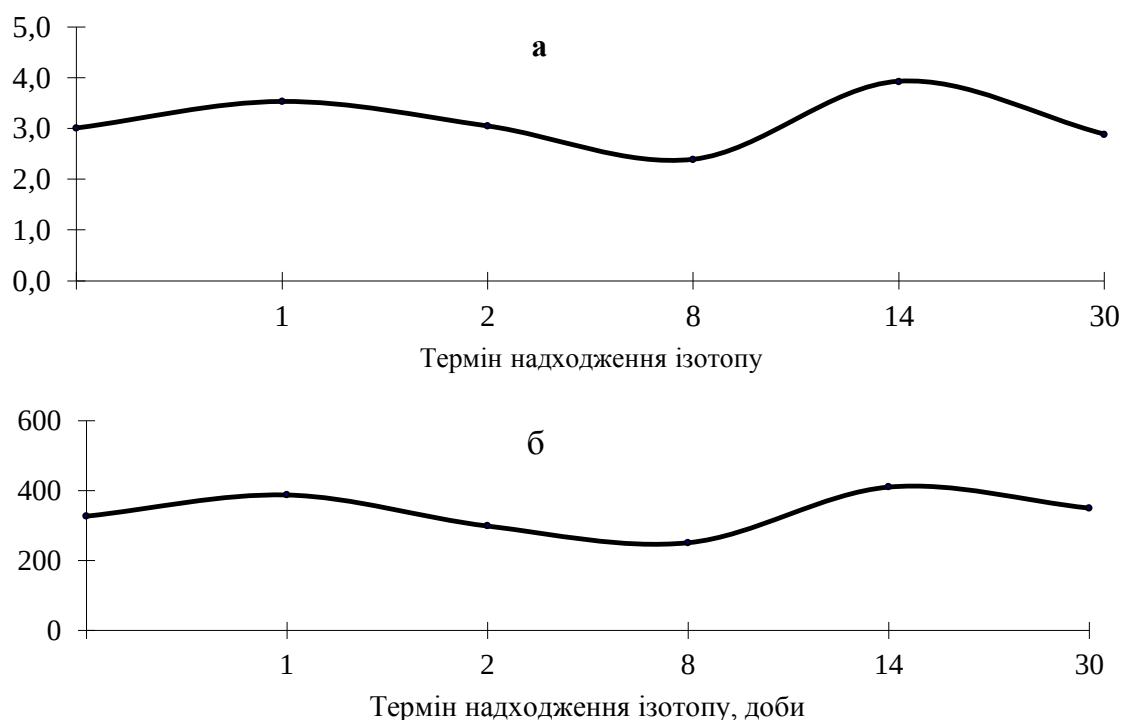


Рис. 1. Параметри хемілюмінесценції гемолізату крові щурів за разового введення до організму 65 кБк ^{131}I , де по осі ординат: **а**- максимальна інтенсивність свічення $\text{imp/c} \cdot 10^3$; **б**- світлосума свічення, $\text{imp} \cdot 5 \text{ хв} \cdot 10^3$

Зміни величини амплітуди $I_{\max}$ пов'язують із функціональною активністю ключових ферментів антиоксидантного захисту – супероксиддисмутазою і діючою спряжено з нею каталазою. Її активність у крові щурів незначно змінювалась упродовж експерименту за введених доз.

Показано, що зміни ХЛ показників крові і її каталазної активності протилежно спрямовані. Аналогічні хвилеподібні зміни ХЛ-показників крові щурів, але з більшою амплітудою, були нами отримані за дії на організм інкорпорованих радіонуклідів ^{137}Cs і $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ [4, 5]. Унаслідок такого перебігу ВРП зберігаються неушкодженими клітинні мембрани, їх транспортна, рецепторна та енерготрансформуюча функції.

Таким чином, в даному варіанті досліджень, як і в проведених нами раніше [6], доведено, що разове введення ^{131}I в зазначених активностях суттєво не впливає на рівень перекисних процесів та динаміку їх перебігу у гемолізатах крові і не призводить до істотних порушень прооксидантно – антиоксидантної рівноваги. Це вказує на те, що в організмі опромінених тварин зберігається на належному рівні функціональна активність ферментів антиоксидантного захисту. Отже, система антиоксидного захисту швидко реагує на радіаційно-індуковані зміни і в організмі в достатній кількості напрацьовується широкий спектр антиоксидантних ферментів.

Список літератури.

1. Я.И. Серкиз, Н.А. Дружина, А.П. Хриенко и др. Хемилуминесценция крови при радиационном воздействии. – К.: Наук. думка, 1989.-176 с.
2. Королук М.А., Иванова Л.И., Майорова и др. // Лаб дело №1.- 1988.- С. 16-19.
3. Дрозд І.П., Липська А.І., Бездробна Л.К., Шитюк В.А., Сова О.В. Дослідження кінетики ^{131}I за умови одноразового надходження до організму щурів //Ядерна фізика та енергетика. - 2012.- Т.13.- №3.- С. 283-288.
4. Маковецька Л.І., Гриневич Ю.П., Дрозд І.П. Перекисні процеси у крові тварин за разового надходження до організму $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ // Ядерна фізика та енергетика.- 2008.- № 3.- С. 80 – 84.
5. Гриневич Ю.П., Дрозд І.П., Липська А.І., Телецька С.В., Маковецька Л.І. Пероксидазна активність крові щурів за тривалого надходження ^{137}Cs // Ядерна фізика та енергетика.- 2013.-Т. 14 № 1.- С. 64 – 68.
6. Ю.П. Гриневич, А.І. Липська, С.В. Телецька, В.В. Посполіта. Вільнорадикальні процеси у крові та кістковому мозку щурів при разовому введенні ^{131}I //К.: Щорічник ІЯД – 2011. – С. 121.

UDK 612.014.482:575.224.23

PREVENTION THE DEVELOPMENT OF RADIATION CANCEROGENESIS

Domina Emiliia Anatoliivna

R.E. Kavetsky Institute of Experimental Pathology, Oncology and Radiobiology, NAS of Ukraine

The stochastic effects of low doses of ionizing radiation also include chromosome aberrations and cancer, the incidence of which is a probabilistic process and does not have dose threshold [1]. It was found that the effect of irradiation on the process of carcinogenesis at low doses may be greater per dose unit than larger doses. Researchers attribute this to less expression of apoptosis, reparation, change of the irradiated cells sensitivity to the action of other carcinogenic factors in comparison with the effects of large doses of radiation, reduction of the organism's compensatory and recovery capabilities, etc. [2-5].

The problem of radiogenic cancer has become especially actual and has obtained global scale in connection with the accident in Chernobyl Nuclear Power Plant (April 1986) and Fukushima-1, Japan (March 2011), what has pointed out that nuclear reactors have no absolute guarantee of safe operation.

To date there is no theory on how to predict the development of stochastic effects, including radiation-induced cancer, and choose the means of its prevention. In most academic oncological centers of CIS the research paradigm is focused on creation and improvement of curative methods, on the problem and investigation of cancerogenesis, on early detection of diseases. However, not enough attention has been paid to primary prevention of cancer, including the one of radiation genesis.

Using the modern knowledge about the role of the genetic factor in the development of oncologic diseases is a potentially fruitful area of individual prevention of this disease. The inherited genetic susceptibility, genomic instability, mutation modifications in proto-oncogenes and suppressor genes, dynamic research of chromosomal aberration level and spectrum etc., are the key genetic factors indicating to high carcinogenic risk. The results of the researches of genetic susceptibility to irradiation effect show sufficiently high risk of deterministic and stochastic effects development, which the individuals with radiosensitive genotype have, especially in case of low radiation influence. This is crucial in the case of medical examination of employees of companies with high carcinogenic risk conditions.

By now it has been accumulated the data, which show the relationship of mutagenesis in somatic cells with carcinogenesis, and chromosomal aberrations are sensitive indicator of radiation exposure on the human organism. This allows the use of cytogenetic indicators as prognostic markers of the oncological pathology risk development [6].

According to current views, the radiation-induced destabilization of human genome is potentially oncogenic [7]; and human peripheral blood lymphocytes (HPBL) (T- lymphocytes) are unique research object with special characteristics being an object of radiation and cytogenetic research [8]. The basic premise for this is a high chromosomal radiosensitivity of lymphocytes comparing to the chromosomes of other cells as *in vivo* as *in vitro*, which allows us to register indubitable increase of induced chromosomal aberrations level compared with spontaneous one, in low levels of irradiation. A high mobility of lymphocytes in blood stream, the distribution of lymph nodes all over the body, the ability of lymphocytes to accumulate chromosome damages not only make it possible to draw conclusions about the radiosensitivity of human organism as a whole, but to prognosticate the consequences of irradiation. In the radiation cytogenetics guidelines there are numerous statements about approximately equal outlet of chromosomal aberrations in case of lymphocytes irradiation *in vivo* and *in vitro*; that means that the cells respond to the irradiation as autonomic biological system [8, 9].

Taking into account the importance of the problem of negative biomedical effects of small exposure doses, this study presents a strategy of their prevention, which is argued by cytogenetic studies data. The proposed prevention strategy includes the following key stages: estimation of individual radiosensitivity, accounting of the co-mutagens influence and use of effective atoxic radioprotectors.

Materials and methods. We used test system with HPBL, metaphase analysis of chromosomal aberrations. Analysis of aberrations level and spectrum in chromosomes of HPBL, which are acknowledged to be one of the most sensitive to radiation and are recommended WHO and UNSCEAR for biological indication of the radiation injury of human organism [10], gives an objective information about genome integrity in human somatic cells. Lymphocytes cultures. Cells were cultured according to the standard procedures with modifications [11]. The analysis of painted chromosome preparations was carried out according to the conventional requirements to metaphase spread [12]. Statistical analysis. Cytogenetic parameters obtained were analyzed by the means of standard descriptive and variation statistics and included calculation of mean group values (M), standard error (SE), standard deviation (SD), sample dispersion (s^2),

coefficient of variation (CV) etc. and representing experimental data distributions as histograms. After analysis of their forms and fitting of obtained functions to normal ones 95% confidential intervals were determined as $M \pm 96SD$. Radiosensitive cut-off point was also calculated as the 90th percentile of obtained G_2 scores. *F*-test was applied to indicate significance of the differences between donors. A significance level of $p < 0.05$ was used throughout.

Results. Assessment of human organism individual radiation sensitivity (IRS) which makes it possible to prognosticate the risk for pathological radiogenic condition.

According to the modern views, cells sensitivity to the influence of ionizing irradiation is formed by a complex of factors: on the one hand, the particularities of genetic structure and conformation of DNA, the level of endogenous protectors, antioxidant activity, characteristics of cell cycle, intensity of apoptosis, regulation of proliferation processes, effectiveness of reparation system etc.; on the other hand, the level of integral absorbed radiation dose and its distribution in time and space, terms after irradiation, as well as the character of influence combination with other environmental factors. In case of assessment of general human radiation sensitivity the individual differences are neutralized. However, in case of equal dose of irradiation the large amplitude of IRS values means that high variability is observed. In case of high stress intensity human individual characteristics do not play a crucial role, as the damage exceeds protective and compensative abilities of the organism. The modern point of view on etiology of radiogenic cancer is a dominant carcinogenic danger of the influence of low doses of irradiation. Moreover, most of radiation effects of technogenic sources are characterized by low doses and low power of doses. That's why the definition of IRS is especially important in the range of influence of low doses of ionizing radiation [13-15]. From this point of view it is recommended to use G_2 -radiation sensitivity assay, which we designed on the basis of classical theses of radiation cytogenetics, in order to identify individuals with high IRS in a healthy cohort [16].

According to the developed algorithm, the IRS determination of relatively healthy individuals is advisable to carry out under the following conditions: testing γ -irradiation of HPBL cultures should be done in the most radiosensitive period of the first mitotic cycle – late G_2 ; dose of γ -irradiation is 1.5 Gy at power 1.0 Gy/min, which allows to identify the maximum variability of the IRS indicators; cell culture fixation for 52 h of incubation takes into account radiation-induced mitotic delay and provides metaphase analysis of aberrations of chromatid type (deletions), that are dominant in the injury spectrum of G_2 -period.

For practical use of cytogenetic G_2 -factor test it was proposed the coefficient of IRS (C_{IRS}), which is the ratio of: $C_{IRS} = M_{IRS}/M$, where M_{IRS} - the total frequency of chromosomal aberrations in individual HPBL; M - the range of normal values for this indicator ($M \pm 1,96 \sigma$).

If for hypersensitive persons the radiation-induced cytogenetic effect with the same radiation dose exceeds the upper bound of the range of normal values variability, the ratio is always >1 , whereas in hyposensitive persons it will be <1 .

This method allows to estimate genetically determined sensitivity of the individual to the radiation factor.

As chromosomal modifications development in cell population is considered to be potentially oncogenic [17], then the increase of radiation sensitivity comparing to its average population values is a risk factor of radiation carcinogenesis. In this connection we have developed the indications for cytogenetic examination of the individuals who are working (or who are going to work) in the range of action of ionizing radiation, as well as for other priority categories of the population.

Accounting of the co-mutagens influence. These are the substances which, not having own intrinsic mutagenic properties, can considerably modify the effects of well-known mutagens, including radiation-induced effects of low doses. Particular danger in this case present such medicines as calcium antagonists (verapamil, intensifies bleomycine action), ascorbic acid (intensifies the actions of hydrogen hydroperoxide or bleomycine), caffeine etc. In spite of the fact that there are some data showing the possibility of co-mutagen modification of induced mutagenesis, this problem as a whole is not given appropriate consideration. The issue on possible role of the regulation of reparation processes in co-mutagen effects formation in human cells still remains open, but theoretically it can be related to the inhibition of these processes [18]. We have shown that such co-mutagen as caffeine ($\geq 200 \mu\text{g/ml}$ of blood) 5.7-fold increases the radiation-induced cytogenetic effect, without influencing spontaneous level of chromosome aberration in human somatic radiosensitive cells. This effect is due to the aberrations of chromosomal type, predominantly paired fragments and dicentric chromosomes [19]. Presented data indicate that individuals with determined increased IRS should be encouraged to limit consumption of substances with known co-mutagen effect.

Use of effective atoxic radioprotectors. These are the substances given prior to irradiation for

reduction of its impact on organism and for human genome resistance intensification. Examples of such radioprotectors are inosine and thymalin, their action is due to activation of enzymatic repair processes.

Inosine, substance of nature origin, being precursor of ATP and nucleotides synthesis, maintains energy balance in cells of different tissues, possesses antihypoxic properties, and stimulates repair as well as different metabolic processes. We have shown that inosine reduces the level of chromosome aberrations induced in LPB of healthy individuals in the range of low-doses α -irradiation *in vitro* to the values of spontaneous aberrations, so playing the role of radioprotector for cells. The most pronounced effect of inosine in the preventive dose (estimated at 0.01 mg/ml of blood) is observed at the lowest irradiation doses 0.1 – 0.2 – 0.3 Gy.

In this dose range the level of radiation-induced chromosome aberrations reduces, reaching values of average population level of spontaneous genetic alterations in HPBL. The coefficient of modification of radiation effects is $3.8 (\pm 0.2)$ – $2.7 (\pm 0.1)$ – $3.5 (\pm 0.1)$, respectively. With further dose increase to 1.0 Gy radioprotective effect of inosine reduces, and coefficient of modification is, respectively, 1.2 [20].

While searching means capable to restore cells from radiation-induced changes, it was found that agents of thymus origin, including thymalin, may be effective for these purposes, as targets for their action are just human lymphocytes.

Thymalin is a complex mixture of biologically active substances, mainly peptides, isolated from the mammals thymus tissues. It refers to medicines that increase genome stability, activate immune and repair systems. Thymalin in prophylactic dose (estimated at 0.002 mg/ml of blood) has radioprotective effect on the genetic apparatus of HPBL. At a dose of 0.2 Gy his effect is reduction of chromosomal aberrations incidence from $5.0 \pm 1.3 \%$ to $2.0 \pm 0.9 \%$, and at a dose of 0.5 Gy – from $8.0 \pm 1.0 \%$ to $4.0 \pm 1.0 \%$, i.e. twice. In the low-dose range under thymalin impact the ray markers – dicentric chromosomes – disappeared. The observed radioprotective effect of thymalin is due to its stimulating effect on the repair of primary radiation damages in the first period of the intermolecular test, that is, on the border of the periods of G_1/S of mitotic cycle [21].

Recommended drugs will exhibit radioprotective properties in the best way when used on the background of vitamin supply as complementary approaches to the protection of the human genome from the mutagenic effects of low doses of ionizing radiation.

In the implementation of measures for radiogenic cancer prevention, based on this strategy, we recommend to take into account also information in the patient's history concerning precancerous conditions, the set of environmental factors, lifestyle, including adverse health habits, unbalanced nutrition, etc.

Cytogenetic studies using G_2 -radiation sensitivity assay are essential component of priority populations' health monitoring for formation high cancer risk groups and implementation developed strategies of stochastic effects prevention, including radiogenic cancer, among persons with known hypersensitivity to ionizing radiation [22]. Above all, it applies the nuclear industry workers, medical staff (radiation oncologists, radiologists), and priority populations living in areas contaminated with radionuclides.

To be fair it should be noted that researchers' attention recently is directed at finding correlations between human organism's resistance to radiation and lymphocytes' ability to generate radioresistance induced by ionizing radiation – radioadaptive response (RAR) [23-25]. It was shown that the RAR formation can reduce cancer risk at low-doses radiation [26]. However, in some studies it was found that in various population groups, affected by the Chernobyl accident, the ability of lymphocytes to form RAR is reduced or even absent [27]. We have evident data of clinical and cytogenetic survey of 17 thousand liquidators of the Chernobyl NPP accident, which indicate that low-doses of ionizing radiation are statistically significant factors for the increased cancer risk. Therefore, we propose the method of prevention of the development of stochastic effects of radiation is directed at grading/minimization effect of small doses.

Conclusion. Strategy for the prevention of stochastic effects of low-doses radiation, especially cancer risk, is elaborated on the cytogenetic studies basis, implies that cancer risk reduction is provided by assessment of individual radiation sensitivity, by taking into account the additional effect of co-mutagens, and with the use of non-toxic effective radioprotectors.

REFERENCES

1. Hrodzynskiy DM. Radiobiology. Kyiv: Lybid, 2011. 448 p. (in Ukrainian).
2. Twenty five years after the Chernobyl Accident. Security of the future. National Report of Ukraine. Kyiv: KiM, 2011, 368 p. (in Russian).
3. Akhmatullina NB. Long-term radiation effects and induced genomic instability. Radiation Biology. Radioecology 2005; 45: 680-7 (in Russian).

4. Domina EA. Low-dose ionizing radiation as risk factor for malignant neoplasms occurrence among Chernobyl NPP accident liquidation participants. Chernobyl Catastrophe. 20 Years Later. Greenpeace Report. Amsterdam, Greenpeace, 2006, 235-41.
5. Burlakova EB. Low-dose radiation and nanostructures. IV Intern Conf. Chronic Radiation: Low-Doses Effects. Russia, Cheliabinsk, 2010: 7-9 (in Russian).
6. Snigireva GP, Novitskaya NN, Popova GM. Value of cytogenetic tests to predict long-term effects of irradiation. Radiation Biology. Radioecology 2011; 51: 162-7 (in Russian).
7. Sanberg AA. Chromosome abnormalities in human cancer and leukemia. Mutat Res 1991; 247: 231-40.
8. Investigation Guidelines on Genetic Effects in Human Populations. Geneva: WHO, 1989; 46. 122 p.
9. Sevan'kayev AV. Radiosensitivity of Human Lymphocyte Chromosomes in Mitotic Cycle. Moscow: Energoatomizdat, 1987. 160 p. (in Russian).
10. Cytogenetic Analysis for Radiation Dose Assessment. Technical Report series No 405, Vienna: Int Atom Energy Agency, 2001. 138 p.
11. Dyomina EA, Ryabchenko NM. Estimation of individual radiosensitivity of practically healthy persons of on the basis of the scheme of cytogenetic investigation. Lab. Diagnostics, 2006; 36: 30-4 (in Russian).
12. International System of Cytogenetic Nomenclature for Acquired Chromosome Aberrations. Mitelman F. eds. Basel, 1995. 120 p.
13. Domina EA, Druzhyna MO, Riabchenko NM. Human Individual Radiosensitivity. Kyiv: Logos, 2006. 126 p. (in Russian).
14. Lin SZ. Biological effects of low level exposures to ionizing radiation: theory and practice. Human and Experimental Toxicology 2010; 29: 275-81.
15. Summary of low-dose radiation effects on health. UNSCEAR 2010 Report. UNITED NATIONS, New York 2011. 106 p.
16. Domina EA, Riabchenko NM, Druzhyna MO, Chekhun VF. Cytogenetic Method (G₂-assay) of Human Individual Radiosensitivity Determining for the Purpose of Primary Prevention of Radiogenic Cancer. Methodic Recommendations. Kyiv: Ministry of Public Health of Ukraine, 2007. 28 p. (in Russian).
17. Hagmar L, Stromberg U, Bonassi S *et al.* Impact of types of lymphocyte chromosomal aberrations on human cancer risk: results from Nordic and Italian cohorts. Cancer Res 2004; 64: 2258-63.
18. Durnev AD. Mutagenesis modification in human cells. Vestnik RAMN 2001; 10: 70-80 (in Russian).
19. Grinevich YA, Domina EA. Immune and Cytogenetic Effects of Dense and Rare Ionizing Radiation. Kyiv: Zdorov'ya, 2006. 200 p (in Russian).
20. Chekhun VF, Domina EA, Demchenko EN. Patent of Ukraine № 61604. – The method of reducing of spontaneous and radiation-induced frequency of genetics damage in somatic nonmalignant human cells. – 25.07.2011. – Bulletin № 14 (in Ukrainian).
21. Grinevich YA, Domina EA, Bendiukh HD. Thymalin impact on the radiosensitivity of chromosomes of peripheral blood lymphocytes of thyroid cancer patients. Oncology 2004; 6: 218-21 (in Russian).
22. Chekhun VF, Domina EA. Patent of Ukraine № 67007. – 25.01.2012. – Method of primary prevention of radiogenic cancer. Bulletin № 2 (in Ukrainian).
23. Tapio S, Jacob V. Radioadaptive response revisited. Radiat. Environmental Biophysics 2007; 46: 1-12.
24. Matsumoto H, Takahashi A, Ohnishi T. Radiation-induced adaptive responses and bystander effects. Biol Sci Space 2004; 18: 247-54.
25. Lin Lu, Baocheng Hu, Fang Yu *et al.* Low-dose radiation-induced adaptive response preventing HPRT mutation is Fhit independent. International J Radiat Biol 2009; 85: 532-7.
26. Sakai K. Enhancement of bio-protective functions by low dose/dose-rate radiation. Dose-Response 2006; 4: 327-32.
27. Pelevina II, Afanasiev GG, Aleshchenko AB *et al.* Radiation-induced adaptive response in children and the impact of external and internal factors. Radiat. Biol. Radioecologia 1999; 39: 106-12 (in Russian).

ЕКОЦЕНОТИЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЦЕНОПОПУЛЯЦІЙ *Pinguicula bicolor* Wołoszcz. В МЕЖАХ ТЕРИТОРІЇ «ГАРБУЗІВСЬКОГО БОЛОТА».

Скакальська О. І.

Кременецький ботанічний сад

Постановка проблеми. Сучасні науково – технічні, промислово – економічні досягнення людства суперечать законам еволюції природи та її гомеостатичному розвитку, зростання антропогенного впливу і нераціональне природокористування призвели до глобальної проблеми збереження біорізноманіття. Охорона фіторізноманіття (видового та ценотичного) є одним із ключових механізмів реалізації збалансованого функціонування природних екосистем, їх відновлення та як наслідок – визначення заходів щодо оптимізації екологічного стану біоценозів із місцезростанням рідкісних, зникаючих видів флори [6].

Актуальність. Все частіше настає питання охорони та раціонального використання представників рослинного світу. Збереження рідкісних та зникаючих видів рослин на сьогодні залишається актуальною проблемою охорони біорізноманіття [5]. У зв'язку з тим виникає необхідність вивчення та обліку популяцій рідкісних видів рослин, яким загрожує зникнення. До таких видів належить *Pinguicula bicolor* Wołoszcz.

Метою наших досліджень були моніторинг та вивчення рослинних угруповань за участю гетеротрофного - гелофітного виду - *P. bicolor* Wołoszcz. (рис. 1).

Pinguicula bicolor Wołoszcz. - це один із найбільш рідкісних видів флори України, занесений до Червоної книги МСОП (категорія Е – зникаючий). Ступінь його природного відновлення незадовільний. Цей ендемічний вид зростає в Україні в Розточчі, північній частині Опілля, на подільській височині (масив Вороняки). Зростає також на прилеглий території Польщі і занесена до Червоної книги Польщі. У Польщі є близько 30 місцезнаходжень цього виду. В Поліському парку народовому, який знаходиться неподалік від кордону Польщі та України, наявні великі популяції товстянки двоколірної [9] – біля боліт Багно Бубнув та Багно Став. В окремі роки тут нараховували тисячі екземплярів товстянки двоколірної. Цей вид зростає на болотистих луках, торфовищах в долинах річок та улоговинах. У нього незвична квітка – віночок її фіолетовий, лопаті його верхньої та нижньої губи по краях білі. Листки видовжено-ланцетні, сидячі [1].



Рисунок 1. Комахоїдний вид *Pinguicula bicolor* Wołoszcz. – товстянка двоколірна.

Методологія досліджень. Дослідження проводились в літній період 2013 року маршрутно - пошуковим методом із фотографуванням та складанням геоботанічних описів [4], за загальноприйнятими методиками [2], [8], [3], отримані результати опрацьовувалися статистично на ПК з використанням програм Microsoft Office Word та Microsoft Office Excel, 2003, 2007, номенклатура видів подана згідно Vascular plants of Ukraine [7]. Об'єкт дослідження: червонокнижний гетеротрофний гелофіт родини *Lentibulariaceae* – *P. bicolor* Wołoszcz.

Викладення основного матеріалу. Влітку 2013 року проведено екоценотичні дослідження частини заплави р. Серет, урочища „Гарбузівське болото” у межах Гарбузівської, Гукалівської та Перепельницької сільських рад Зборівського району, Тернопільської області, поблизу одного з витоків в околицях села Перепельники (рис. 2). Урочище має назву «Гарбузівське болото» (рис. 3), яке було осушене у 80-х роках минулого століття. Вся територія порізана меліоративними каналами (через 10 – 15 м), глибиною 0,8 – 1,5 м, через що болото повністю осушене. Територія в осінньо-зимовий період випалюється та, частково випасається.

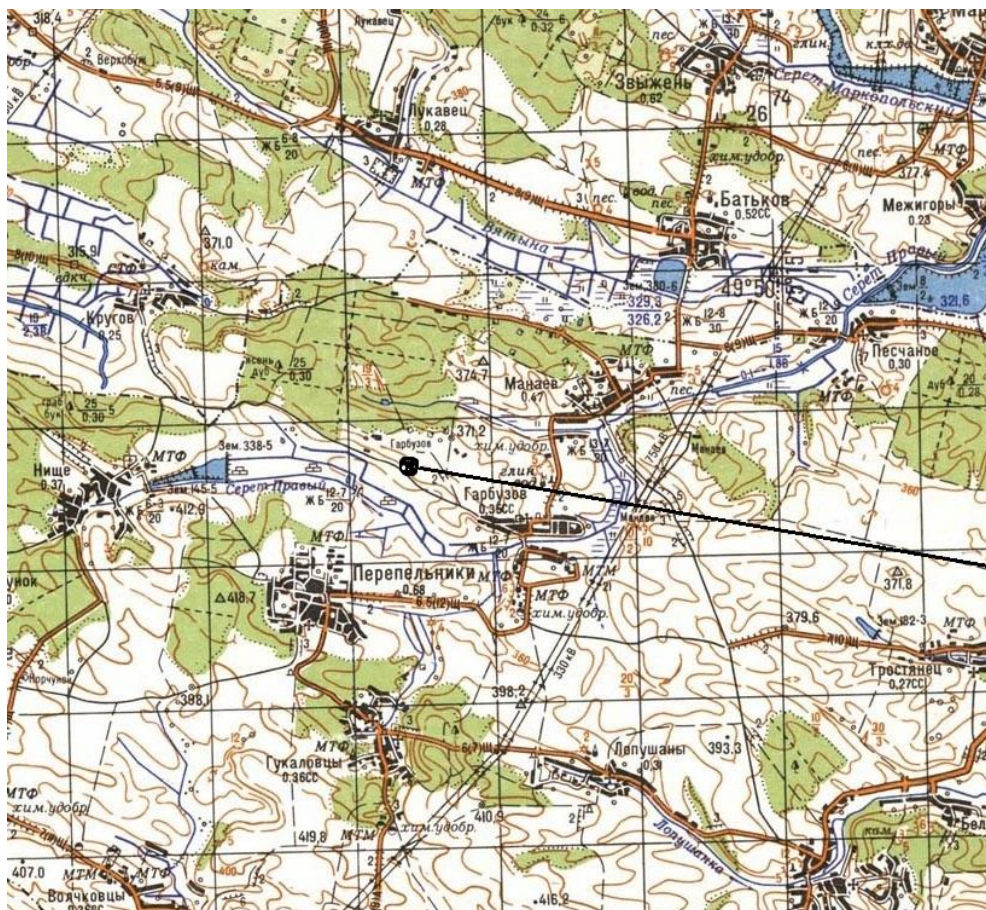


Рисунок 2. Картосхема географічного поширення *Pinguicula bicolor* Wołoszcz. – товстянка двоколірна.

Поверхня дрібнокупиниста, евтрофне болото. Виявлено місцезростання *Pinguicula bicolor* Wołoszcz. популяція займає невелику площу (2 – 3 м), малочисельна (32 особини). Вид входить до складу формації *Cariceta panicea*, яка представлена асоціаціями *Carex panicea* + *Equisetum palustre*. Домінантами виступають *Carex panicea* L. – (30%), *Equisetum palustre* L. – (20%). Проективне покриття рослинного покриву становить 35%. До складу деревостану входять: *Salix cinerea* L., *Salix herbacea* L. проективне покриття становить менше 5% і 1%. До складу травостану входять: *Carex davalliana* Smith, *Carex flava* L., *Agrostis stolonifera* L., *Deschampsia cespitosa* L., *Lythrum virgatum* L., *Eupatorium cannabinum* L., *Potentilla erecte* (L.) Rausch., *Leucanthemum vulgare* Lam., *Cirsium palustre* L. Scop., проективне покриття яких становить менше 5%, 1%.

На ділянці площею 10 га, в межах Гарбузівської сільської ради збереглися ценози болотних угруповань, що відіграють регуляторну роль. Також виявлено популяції червонокнижних видів рослин: пальчатокорінника травневого *Dactylorhiza majalis* (Rchb.) P. F. Hunt&Summerh, п. м'ясочервоного *D. incarnata* (L.) Soo s. l., п. Фукса *D. fuchsii* (Druce.) Soo. Підтверджено місцезростання зникаючих видів флори України - осоки Девелла *Carex davalliana* Smith., осоки хоста *C. hostiana* DC.



Рисунок 3. Урочище «Гарбузівське болото».

Висновки та перспективи використання результатів дослідження. Збереження ценопопуляцій *Pinguicula bicolor* Wołoszcz. можливе шляхом постійного екомоніторингу. Здійснення системного моніторингу дасть можливість встановити адаптивну здатність та ступінь стійкості виду, визначити фактори, які впливають на динаміку чисельності та структуру популяцій, з метою їх ефективного збереження. На даний час причиною зміни чисельності являється антропогенний вплив – осушення боліт, загроза потепління клімату та лісогосподарська діяльність людини. Зважаючи на високу фітосозологічну, ландшафтно-естетичну цінність даного водно-болотного масиву його необхідно оголосити заповідним, тому, спільно з спеціалістами департаменту екології та природних ресурсів облдержадміністрації подано наукове обґрунтування щодо створення на території Зборівського району ландшафтний заказник місцевого значення „Гарбузівське болото” у межах Гарбузівської, Гукалівської та Перепельницької сільських рад загальною орієнтовною площею 276,4 га. За умовами обґрунтування пропонується: дозволити регульоване сінокошіння та випас великої рогатої худоби на ділянках Перепельницької та Гукалівської сільських рад, дотримуватись абсолютного заповідного режиму у місці зростання зникаючих видів рослин у межах території Гарбузівської сільської ради, не допускати утворення смітників і звалищ поблизу болотного масиву, не допускати змін гідрологічного режиму цієї території, регулювати самозаліснення даного урочища.

Подяка. Автор висловлює вдячність у сприянні проведення наукових досліджень головному спеціалісту департаменту екології та природних ресурсів облдержадміністрації Синиці Г.Б., завідувачу відділу фітосозології Онук Л.Л.

Список літературних джерел.

1. Андрієнко Т. Л. Комахоїдні рослини України. – К.:Альтерпрес, 2010. – 80с.
2. Байдеман И. М. Методика изучения фенологии растений и растительных сообществ. – Новосибирск: Наука, 1974. – 155 с.
3. Голубев В. Н. К методике эколого-биологических исследований редких и исчезающих растений в естественных условиях. – Бюллетень Никитского бот. сада. – 1982г., В.47 – с. 11-16.
4. Григора І. М., Якубенко Б. Є. Польовий практикум з ботаніки: Навчальний посібник. – К.: Арістей, 2005 – с. 256.
5. Злобин Ю. А. Принципы и методы изучения ценологических популяций растений. Ю. А. Злобин – Казань: Изд-во Казанского ун-та, 1989. – 146 с.
6. Коніщук В. В. Аутфітосозологічний аналіз судинних рослин флори Західного Полісся. Матеріали Міжнародної наукової конференції м. Київ, 2010, ст. 96 – 102.
7. Mosyakin S. L. Vascular plants of Ukraine. A nomenclature checklist. / S. L. Mosyakin, M. M. Fedoronchouk // Kiev: M. G. Kholodny Institute of Botany, 1999. – 345 p.
8. Работнов Т. А. Методы изучения семенного размножения травянистых растений в сообществе //Полева геоботаника. – М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1960. – 449с.
9. Grądziel T., Rózycki A. Poleski Park Narodowy. – Urszulin, 2005. – 127 с.

БІОІНДИКАЦІЙНІ ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ^{137}Cs І ^{90}Sr ВИЩИМИ ВОДНИМИ РОСЛИНАМИ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ВОДОЙМ

Скиба Володимир Віталійович – канд. с.-г наук, Розпутній Олександр Іванович – доктор с.-г. наук

Білоцерківський національний аграрний університет

Постановка проблеми, аналіз останніх досліджень та публікацій. Займаючи в більшості водойм локальну і частково сублокальну зони і будучи при цьому одним із домінуючих за біомасою компонентів прісноводних біоценозів, рослини угруповання відіграють важливу роль у процесах самоочищення водних екосистем. Накопичуючи радіоактивні елементи з води та ґрунту, водні рослини трансформують розчинні форми радіонуклідів у нерозчинні, зменшуючи рівень їх надходження із заплавів річок у їхні води. Основними макрофітами, що населяють водоймища Лісостепу України, є представники повітряно-водних рослин – очерет звичайний (*Phragmites australis*) та рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*) [1, 2].

Матеріал та методи досліджень. Дослідження проводили на базі ставків рибоводного господарства в селі Кирдани Тарашанського району Київської області, що віднесено до зони гарантованого добровільного відселення [3]. Зразки очерету звичайного та рогозу вузьколистого відбирали у в точках відбору донних ґрунтових відкладень. Дослідження активності ^{137}Cs і ^{90}Sr проводили на УСК "Гамма Плюс". Активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у рослинах розраховували на натуральну вологість (Бк/кг) [4].

Результати досліджень та їх обговорення. Для оцінки накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у рогахі та очереті було досліджено активність цих радіонуклідів у шарі 0 – 20 см донних відкладень, де знаходиться основна частина кореневої системи рослин, та у дозрілій зеленій масі рослин. Активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у рогахі вузьколистому нагульних ставків, розташованих у зоні гарантованого добровільного відселення, наведено у таблиці 1, а активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у донних відкладеннях в зоні росту рогозу – в таблиці 2.

Таблиця 1 – Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у рогахі вузьколистому ставків, розміщених в зоні гарантованого добровільного відселення, $\text{M}\pm\text{m}$, $\text{n}=5$, Бк/кг

Номер ставу	Тип донних відкладень					
	пісок		пісок слабкозамулений		пісок сильнозамулений з детритом	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
6	0,63±0,09	0,92±0,12	0,69±0,08	0,99±0,09	1,71±0,24	0,82±0,06
5	0,65±0,12	1,47±0,23	0,91±0,12	1,08±0,22	1,86±0,17	1,29±0,20
5a	0,54±0,09	1,47±0,13	2,02±0,15	1,37±0,17	4,69±0,59	1,66±0,21
4	0,95±0,12	1,54±0,20	1,95±0,37	1,33±0,26	8,38±1,03	1,75±0,31
3	0,8±0,13	1,93±0,19	2,05±0,39	1,5±0,28	12,91±2,71	2,11±0,37
1	1,54±0,34	1,67±0,24	2,58±0,48	2,8±0,45	13,8±2,12	2,8±0,66
1a	0,81±0,13	1,54±0,21	1,11±0,22	0,95±0,19	7,12±1,52	1,74±0,21
1б	0,32±0,06	1,5±0,15	0,68±0,09	0,83±0,16	3,88±0,22	1,27±0,16

З даних таблиць 1 і 2 видно, що найнижча активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у рогахі, що ріс на піщаних донних відкладеннях, а найвища – у рослин, що зросли на піску сильно замуленому з детритом, де й активність цих радіонуклідів у ґрунтах найвища. Так, активність ^{137}Cs у рогахі, що ріс на піщаних донних відкладеннях, становила від 0,32 до 1,5 Бк/кг, а ^{90}Sr – від 0,92 до 1,93 Бк/кг.

У рогахі вузьколистому, що ріс на слабкозамулених піщаних ґрунтах, активність ^{137}Cs визначалась в межах від 0,68 до 2,5 Бк/кг та ^{90}Sr – від 0,83 до 2,8 Бк/кг, а на пісках сильнозамулених з детритом питома активність ^{137}Cs становила від 1,86 до 13,8 Бк/кг та ^{90}Sr – від 0,82 до 2,8 Бк/кг.

Таблиця 2 – Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у 20-сантиметровому шарі донних відкладень в зоні росту рогузу вузьколистого, $M \pm m$, $n=5$, Бк/кг

Номер ставу	Тип донних відкладень					
	пісок		пісок слабкозамулений		пісок сильнозамулений з детритом	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
6	11,53±2,04	6,13±0,37	13,30±2,49	8,24±0,49	35,41±4,86	11,64±1,14
5	10,94±1,62	8,97±1,06	18,50±2,43	9,82±1,21	40,29±5,87	14,83±1,04
5a	9,98±1,13	9,19±1,11	30,53±4,02	12,08±1,34	84,14±9,15	14,62±1,51
4	13,92±1,77	9,07±1,14	33,57±4,56	12,1±1,18	114,14±11,84	16,93±1,47
3	11,25±1,92	10,53±1,38	30,26±3,49	12,46±1,67	201,52±23,17	17,6±1,62
1	21,01±2,39	8,96±0,63	45,70±5,07	22,05±1,94	278,27±31,24	27,09±2,31
1a	14,82±2,18	9,03±1,03	27,17±2,08	8,86±0,53	123,00±13,87	20,11±1,54
1б	6,94±0,71	9,01±1,21	14,43±1,67	8,57±0,37	64,22±7,31	13,13±1,17

Отримані результати показують, що між активністю ^{137}Cs і ^{90}Sr у вегетативній частині рогузу та їх активністю у ґрунтах донних відкладень відмічається пряма лінійна залежність (рис. 1 та 2). При цьому, для ^{137}Cs така залежність виражена сильніше.

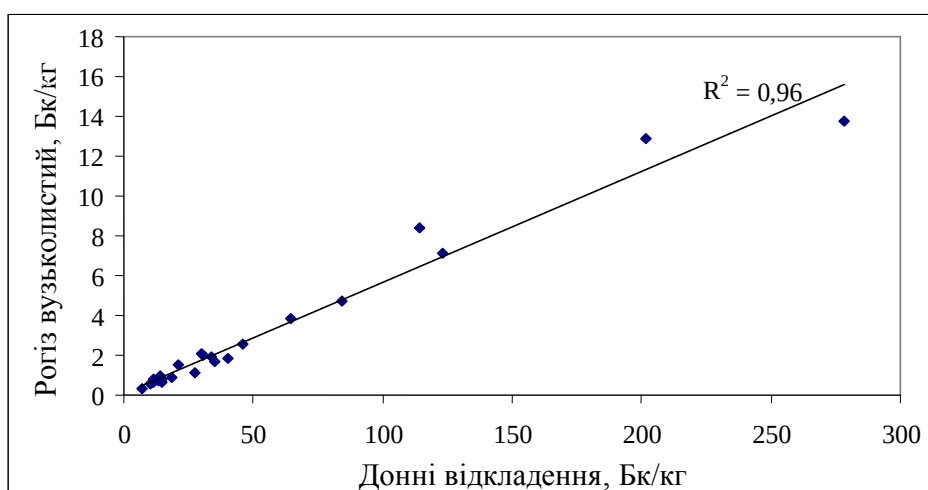


Рис. 1 Залежність між активністю ^{137}Cs у рогузі вузьколистому та донних відкладеннях

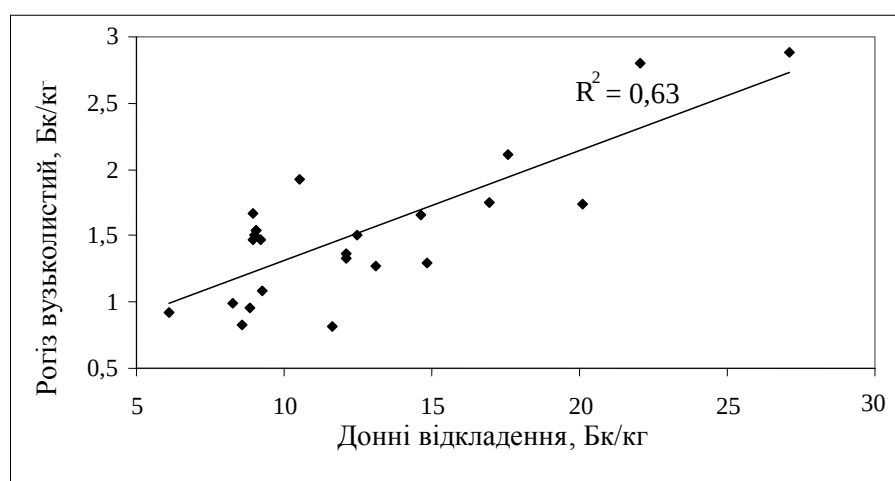


Рис. 2. Залежність між активністю ^{90}Sr у рогузі вузьколистому та донних відкладеннях

Результати дослідження активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в очереті звичайному та 20-сантиметровому шарі донних відкладень у зоні його росту наведено у таблицях 3 та 4.

Таблиця 3 – Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr в очереті звичайному нагульних ставків зони гарантованого добровільного відселення, $M \pm m$, $n=5$, Бк/кг

Номер ставу	Тип донних відкладень					
	пісок		пісок слабкозамулений		пісок сильнозамулений з детритом	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
6	1,25±0,17	1,55±0,17	1,48±0,21	1,17±0,19	2,94±0,24	1,46±0,21
5	0,96±0,18	1,64±0,19	1,83±0,16	1,35±0,26	3,39±0,17	1,83±0,33
5a	0,71±0,14	2,1±0,17	2,47±0,39	1,52±0,23	8,3±0,59	1,63±0,29
4	1,29±0,19	1,75±0,20	2,04±0,38	1,94±0,30	11,28±1,03	1,88±0,40
3	1,04±0,25	2,13±0,35	2,24±0,48	2,03±0,21	18,34±2,71	2,0±0,81
1	2,16±0,34	2,57±0,24	2,95±0,36	3,56±0,49	22,94±2,12	3,9±0,73
1a	1,56±0,41	1,83±0,29	1,74±0,31	1,5±0,25	10,0±1,5	2,63±0,67
1б	0,63±0,16	2,03±0,25	1,29±0,16	1,29±0,12	5,65±0,22	1,73±0,40

Таблиця 4 – Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у 20-сантиметровому шарі донних відкладень у зоні росту очерету звичайного, $M \pm m$, $n=5$, Бк/кг

Номер ставу	Тип донних відкладень					
	пісок		пісок слабкозамулений		пісок сильнозамулений з детритом	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
6	12,09±1,35	9,09±0,71	15,37±1,84	7,23±0,83	39,26±4,18	13,25±1,27
5	10,37±1,19	9,46±0,67	17,93±1,97	8,34±0,96	44,37±4,93	16,13±1,49
5a	8,76±0,91	11,28±0,87	29,67±3,17	9,86±0,61	92,14±10,15	16,74±1,27
4	15,24±1,63	14,23±1,23	34,17±3,71	9,15±0,73	121,13±15,74	18,13±1,07
3	13,17±1,48	15,31±1,19	33,16±3,81	11,12±1,23	213,18±24,17	19,26±1,41
1	27,21±3,18	27,19±1,47	47,11±5,17	11,36±1,37	304,27±31,9	35,25±2,18
1a	16,12±1,78	11,51±0,81	29,42±3,51	8,13±0,79	131,23±12,78	24,19±2,14
1б	7,34±0,67	9,32±0,76	15,35±1,91	10,31±0,84	68,22±7,59	14,17±1,17

Дані цих таблиць показують, що в очереті звичайному, що ріс на слабкозамулених піщаних донних відкладеннях, активність ^{137}Cs визначалася в межах від 1,29 до 2,95 Бк/кг та ^{90}Sr – від 1,17 до 3,56 Бк/кг, а на пісках сильнозамулених з детритом активність ^{137}Cs становила від 2,94 до 22,94 Бк/кг, а ^{90}Sr від 1,73 до 3,9 Бк/кг. Між активністю ^{137}Cs і ^{90}Sr у вегетативній масі очерету та їх активністю у ґрунтах донних відкладень спостерігається пряма пропорційна залежність (рис. 3 та 4). При цьому, для ^{137}Cs така залежність виражена сильніше.

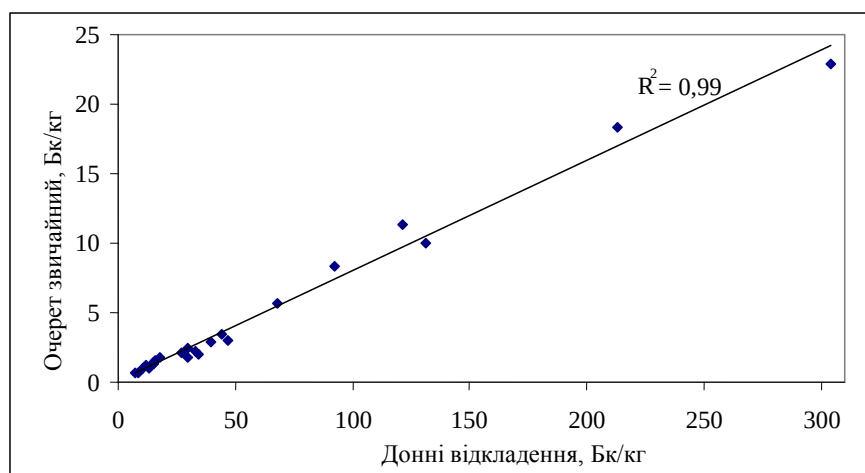


Рис. 3. Залежність між активністю ^{137}Cs в очереті звичайному та донних відкладеннях

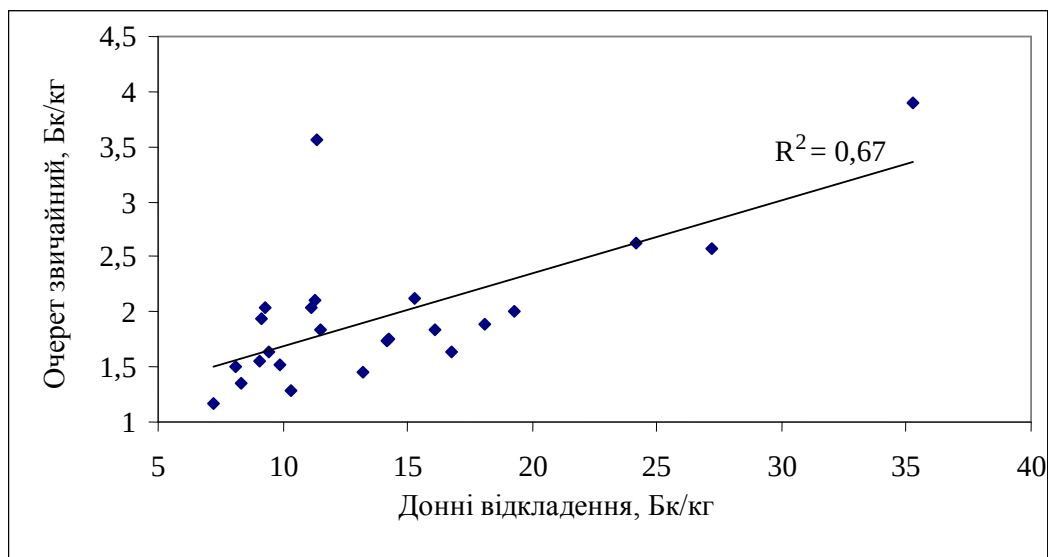


Рис. 4. Залежність між активністю ^{90}Sr в очереті звичайному та донних відкладеннях

Таким чином, вивчення активності у вегетативній масі вищих водних рослин показало, що накопичення цих радіонуклідів вищими водними рослинами прямо пропорційно залежить від щільності забруднення донних ґрунтів, їх типу та видових особливостей рослин.

Висновки

1. Вивчення накопичення штучних довгоживучих радіонуклідів у вегетативній масі макрофітів виду *Phragmites australis* і *Typha angustifolia* показало, що питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у рослинах буде залежати від щільності забруднення донних ґрунтів, їх типу та видових особливостей рослин.

2. Найнижча активність ^{137}Cs і ^{90}Sr відмічалась у рослин, що зросли на піщаних донних відкладеннях, а найвища – у рослин, що зросли на піску сильно замуленому з детритом, де й активність цих радіонуклідів у ґрунтах найвища.

3. Між питомою активністю ^{137}Cs і ^{90}Sr у вегетативній масі *Phragmites australis* і *Typha angustifolia* та їх активністю у ґрунтах донних відкладень спостерігається пряма пропорційна залежність, при цьому, для ^{137}Cs така залежність виражена сильніше.

4. Зважаючи на отримані результати досліджень по особливостях накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr представниками вищих водних рослин *Phragmites australis* і *Typha angustifolia* виникає необхідність проведення подальших досліджень по з'ясуванню рівнів накопичення радіонуклідів іншими видами макрофітів, що населяють водні об'єкти.

Список використаної літератури

1. Волкова О. Радіонукліди у гідробіонтах прісноводних екосистем / О. Волкова, В. Беляєв // Біомедична електроніка та фізичні методи в екології: Всеукр. наук. семінар, 13 – 16 вересня 2007 р.: тези доповіді. – Львів, 2007. – С. 61.
2. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонти зони відчуження / М.І. Кузьменко, В.Д. Романенко, В.В. Деревець [та ін.] // Радіонукліди у водних екосистемах України. – Київ: Чорнобильінтерінформ. – 2001. – 318 с.
3. Пашутинський Є.К. Чорнобильська катастрофа та подолання її наслідків: нормативні документи / Пашутинський Є.К. – К., 2007. – 312 с.
4. Методичні рекомендації для ведення спостережень за радіоактивним забрудненням навколишнього середовища / Державна гідрометеорологічна служба; Укр НДГМІ; Під редакцією О.В. Войцеховича, В.В. Канівця. – К., 2001. – 2147 с.

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА МІНІМАЛІЗОВАНОГО ОБРОБІТКУ ҐРУНТУ, ЗАБРУДНЕНОГО РАДІОНУКЛІДАМИ, НА БАЗІ ДГ "ГРОЗИНСЬКЕ"

О. О. Скорбильна, О. Р. Тетерук, В. П. Фещенко, к.с.-г.н., доц..

Житомирський національний агроекологічний університет

Постановка проблеми. Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС в навколишнє середовище потрапило близько 3 % радіонуклідів, внаслідок чого було забруднено 8,4 га сільськогосподарських угідь.

Відповідно до концепції ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2015 років розвиток сільськогосподарського виробництва на забруднених землях має здійснюватися на основі науковообґрунтованої стратегії, спрямованої на мінімізацію доз опромінення населення, реабілітацію цих територій, відродження традиційних для них сільськогосподарських культур, оптимізацію ведення сільського господарства.

Для запобігання перевищення індивідуальної дози опромінення питома активність радіонуклідів у сільськогосподарській продукції не повинна перевищувати допустимих рівнів (ДР-2006), бо вона є основним джерелом надходження радіонуклідів до організму людини.

До надходження в організм людини радіонукліди рухаються за трофічними ланцюгами "ґрунт – рослина – продукція – людина" та "ґрунт – рослина – тварина – продукція – людина". Для зменшення надходження радіонуклідів в організм людини необхідно проводити заходи, що зменшують питому активність радіонуклідів на кожній ланці трофічного ланцюга, однак особливу увагу варто звернути на ланку "ґрунт – рослина" [1].

Звідси зменшення переходу радіонуклідів та радіоекологічна оцінка продукції на сьогоднішній день є досить актуальними.

Мета роботи: оцінити можливості та ефективність проведення мінімалізованого обробітку ґрунту, забрудненого радіонуклідами, на базі ДГ "Грозинське".

Об'єктом дослідження є мінімалізований обробіток забрудненого радіонуклідами ґрунту.

Предметом дослідження є сільськогосподарські угіддя ДГ "Грозинське".

Методи дослідження. В ході досліджень були використанні дані про склад земельних ресурсів господарства, програми розвитку землекористування на 2010-2015 роки, рекомендації по веденню сільського господарства на радіоактивно забруднених ґрунтах, а також державні гігієнічні нормативи.

Виклад основного матеріалу. Радіоактивне забруднення, що сталося внаслідок аварії на ЧАЕС, відноситься до довготривалих у часі екологічно небезпечних впливів на біоценози. Лише у Житомирській області воно складає 1,2 млн. га, в тому числі 500 тис. га сільськогосподарських угідь. Найбільш забрудненими ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr виявились Народицький, Овруцький, Лугинський, Олевський та Коростенський райони [2].

Дослідне господарство "Грозинське" являється базовим господарством Інституту сільського господарства Полісся НААН України. Воно розміщене в східній частині Коростенського району Житомирської області, на відстані 105 км від обласного центру міста Житомира.

Загальна площа сільськогосподарських угідь господарства становить 2757 га, у тому числі рілля – 2327 га, багаторічні насадження – 15,6 га, сінокоси – 210 га, пасовища – 192 га.

Ґрунтовий покрив представлений в основному дерново-підзолистими, глеюватими, супіщаними та дерновими глеюватими легкосуглинковими ґрунтами. Вміст гумусу в ґрунтах орних земель в межах 1-3% [1].

Значне забруднення сільськогосподарських угідь радіонуклідами обумовило розробку цілого комплексу заходів, які б дозволили отримувати екологічно-безпечну продукцію. Тому одним з головних завдань радіоекології в пост чорнобильський період є дослідження ефективності методів зменшення забруднення продукції рослинництва, оскільки ця галузь сільськогосподарського виробництва є визначальною ланкою в забрудненні продуктів харчування людини.

Такі обставини визначили необхідність впровадження спеціальних захисних заходів (контрзаходів), які знижують надходження радіонуклідів з забрудненого ґрунту до рослин [3].

Проте інтенсифікація землеробства, розширення посівів просапних культур, внесення добрив (особливо мінеральних), застосування важких машин та знарядь завдають шкоди сільському господарству внаслідок надмірної механічної дії на ґрунт [4].

Тому виробникам сільськогосподарських продукцій, які ведуть свою діяльність на радіоактивно забруднених угіддях потрібно дотримуватись комплексу заходів, які дозволяють отримати продукцію з мінімальною питомою активністю радіонуклідів. Проте важливо застосовувати в першу чергу ті агротехнічні та агрохімічні заходи, які відносяться до системи мінімалізованого обробітку ґрунту [1].

Мінімалізація обробітку ґрунту досягається зведенням до мінімуму кількості проїздів по полю тракторів та інших сільськогосподарських машин, скороченням заходів при передпосівному та міжрядному обробітках, а також шляхом використання для обробітку більш удосконалених знарядь чи комплексних заходів (поєднання в одному проході кількох операцій).

Через більш ніж 20 років після аварії, основна частина радіонуклідів знаходиться в верхньому (0-15 см) шарі ґрунту [3]. Тому серед основних першочергових та найбільш ефективних контрзаходів слід відзначити наступні:

1. Правильна сівозміна та вибір сорту.

На рівень забруднення врожаю радіонуклідами впливають біологічні особливості окремих видів і сортів. Тому необхідно замінити овочеві культури на технічні та зернові. Крім того, озимі зернові накопичують в 1,5-2 рази менше радіонуклідів, ніж ярі. Пізньостиглі сорти в порівнянні з ранньостиглими бувають в 1,5-2 рази чистішими. Злакові зернові культури характеризуються меншим накопиченням ^{137}Cs в зерні, ніж зернобобові. Із зернобобових найменше накопичується радіонуклідів в кормових бобах, найбільше в зерні люпину жовтого.

За величинами коефіцієнту переходу у порядку збільшення продукцію можна розмістити в такий ряд: зерно озимих пшениці та жита < бульби картоплі < зелена маса люпину < зерно ячменю ярого < соломка льону-довгунця й озимих пшениці та жита < зелена маса кукурудзи < зерно вівса < сіно травосумішки < солома ячменю < солома вівса < сіно конюшини, максимальна величина переважає мінімальну в 32 рази [1].

2. Звичайна чи меліоративна оранка.

Застосування звичайної або меліоративної оранки зменшує концентрацію радіонуклідів, що досягається розведенням "чистими" шарами ґрунту. Оранка є досить ефективним, дешевим заходом та не вимагає спеціального обладнання.

3. Поверхнева (0-5 см) обробка ґрунту з одночасним внесенням сорбентів.

Під поверхневим поліпшенням угідь розуміють комплекс робіт, який включає внесення добрив та підсів кормових трав на існуючих сінокошах та пасовищах.

Найбільш розповсюдженими сорбентами є цеоліт, бентоніт та вермикуліт. Потрібно додати, що відомі запаси цих матеріалів в Україні становить 500, 116 та 18 мільйонів тон відповідно, що засвідчує перспективність їх використання в сільському господарстві.

Ефективність внесення сорбенту (сапропелю) дозволяє зменшити забруднення рослин ^{137}Cs в 5-6 разів. Проте, максимальна ефективність досягається при умові їх внесення в ґрунт одночасно з внесенням органічних добрив. Такий ефект пояснюється тим, що внесення великої кількості органічних добрив на фоні мінеральних сорбентів, які поліпшують ґрунтові умови, призводить до спалаху чисельності ґрунтових мікроорганізмів, як тих, що існували в ґрунті, так і тих, які було привнесені з гноєм (органічними добривами).

4. Внесення мінеральних добрив разом з мікроелементами.

Досить ефективним та дешевим заходом є внесення з мінеральними добривами мікроелементів. Вони сприяють зниженню концентрації радіонуклідів в рослинах та підвищують їх врожайність. Теоретичне обґрунтування внесення мікроелементів з ціллю зниження міграції радіонуклідів в рослини, полягає в тому, що катіони мікроелементів виступають як антагоністи до катіонів ^{137}Cs та ^{90}Sr при кореновому живленні рослин, що призводить до зменшенню їх накопичення в біомасі рослин. При внесенні мікроелементів можливо досягти 2-3 разове зниження ^{137}Cs та ^{90}Sr в рослини.

5. Вапнування кислих ґрунтів з внесенням мінеральних і органічних добрив.

Внесення вапна поліпшує фізичні та хімічні властивості ґрунту і в цілому підвищує його родючість, а також впливає на перехід радіонуклідів з ґрунту в рослину із зниженням його приблизно в 1,5-3 рази.

Внесення мінодобрив в певних дозах та їх співвідношення сприяє підвищенню продуктивності і зниження коефіцієнта переходу радіонуклідів в рослинницьку продукцію.

Великий вплив на підвищення родючості ґрунтів і на доступність радіонуклідів має застосування органічних добрив. Дія цих добрив на зменшення питомої активності радіонуклідів в рослинах проявляється на ґрунтах легкого механічного складу і слабше на важких суглинкових і глинистих. Крім того, органічні добрива забезпечують підвищення родючості ґрунту і зниження доступності радіонуклідів для рослин в 1,5-2 рази [3].

6. Зменшення кількості обробітку.

Основним показником будови та пористості ґрунту є щільність. Для кожної рослини виділяють найбільш сприятливі параметри щільності ґрунту. Вона неоднакова для різних рослин і для однієї рослини на різних ґрунтах.

Для кожного ґрунту характерна ще так звана рівноважна щільність. Величина її залежить від генетичних особливостей ґрунту (вмісту гумусу, гранулометричного складу, показників ґрунтового вбирного комплексу тощо).

Якщо рівноважна щільність наближається до оптимальної для даної культури, відпадає потреба в частих розпушуваннях, і ґрунт треба обробляти лише тоді, коли виникає потреба знищувати бур'яни.

7. Використання комбінованих агрегатів.

Для поєднання вищенаведених робіт використовують комбіновані орні агрегати, які за рахунок одночасного поєднання декількох операцій, допоможуть зменшити кількість проходів та навантаження сільськогосподарської техніки на ґрунт.

Важливо також руйнувати плужну підшову за допомогою обробітку чизельним плугом ПЧ-4,5 на глибину 35-40 см на 2-3-х полях у сівозміні під просапні культури. Це сприяє глибшому проникненню коренів у менш забруднені горизонти ґрунту [5].

Висновки.

1. Залежно від властивостей ґрунту, ступеня його забруднення радіоактивними речовинами, а також від виду вирощування сільськогосподарських культур, способів використання врожаю та інших факторів застосовують різні способи, здатні зменшити радіоактивність продуктів рослинництва у багато разів. Проте на даному етапі розвитку суспільства доцільно використовувати ті методи та заходи, що мають найменший негативний вплив на довкілля.

2. Мінімізація обробітку ґрунту — це науково обґрунтований обробіток ґрунту, який сприяє зменшенню енергетичних витрат при зменшенні кількості та глибини обробітку, поєднання операцій в одному робочому процесі [5]. Метою мінімізації є зменшення енергетичних, матеріальних і трудових витрат, розпилювання та ущільнення ґрунту, тобто створення в орному шарі такої структури і забезпечення такої мікробіологічної активності, які б відповідали агробіологічним вимогам сільськогосподарських культур.

Список використаних джерел.

1. Технологічний проект по організації сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях на прикладі ДГ "Грозинське" Коростенського району Житомирської області: Рекомендації / [Фещенко В. П., Кучма М. Д., Дутов О. І., Ворона Л. І. та ін.] ; под. ред. В. П. Фещенко – Коростень, 2010. – 60 с.

2. Вплив контрзаходів на вміст радіоцезію у ґрунті та сільськогосподарській продукції через 17 років після аварії на ЧАЕС / [Савченко Ю. І., Ковальов В. Б., Мельничук А. О. та ін.] // Проблеми сільськогосподарської радіології : 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС. – Житомир, 2003. – С. 3-13.

3. <http://chornobyl.in.ua/uk/kontrzahody-chaes>

4. Землеробство з основами ґрунтознавства і агрохімії: Підручник / [Гудзь В. П., Лісовал А. П., Андрієнко В. О., Рибак М. Ф.] – К.: Центр учбової літератури, 2007. – 408 с.

5. Землеробство та меліорація: Підручник / [Назаренко І. І., Смага І. С., Польчина С. М., Черлінка В. Р.] – Чернівці: Книги-XXI, 2006. – 543 с.

АНАЛІЗ МЕТОДІВ ЩОДО РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ПРОДУКТІВ ХАРЧУВАННЯ НА ВІДПОВІДНІСТЬ ПРИНЦИПАМ СИСТЕМИ НАССР

Соболев А.С.

Інститут післядипломної освіти Національного університету харчових технологій

Постановка задачі. В умовах конкурентного ринкового середовища великого значення набуває нарощування обсягів наукової роботи за новими та високо конкурентними напрямками. У статті зроблено аналіз на відповідність існуючих радіаційних методів забезпечення безпеки харчових продуктів та сировини принципам системи НАССР. Впровадження системи НАССР у виробництві сільськогосподарської продукції для підприємств харчової й переробної промисловості, в умовах ринкового середовища, збільшить конкурентоздатність користувачів цієї продукції серед вітчизняних та світових виробників продуктів харчування. З 2003 року почалося впровадження системи НАССР на харчових підприємствах України [1].

Методологія досліджень. Система НАССР складається з семи принципів, що описують, як розробляти, впроваджувати та виконувати план НАССР щодо конкретного виду діяльності. Основна мета цих принципів – допомогти організаціям зосередитись на тих етапах, операціях технологічного процесу та умовах виробництва, які є критичними для безпеки харчових продуктів.

Сутність системи управління безпекою харчових продуктів НАССР (Hazard Analysis and Critical Control Points - Аналіз ризиків і критичні точки контролю) полягає у виявленні та контролі біологічних, хімічних, фізичних та інших чинників, матеріалів або продуктів, що негативно впливають або за певних умов можуть негативно впливати на здоров'я людини в критичних точках технологічного процесу виробництва харчових продуктів.

Цей стандарт описує елементи системи управління якістю та безпекою харчових продуктів, яка заснована на семи принципах НАССР, що визнані міжнародною спільнотою. Система НАССР забезпечує більш структурований та науковий підхід до контролю ідентифікованих небезпечних чинників, ніж підхід через традиційні процедури контролю якості кінцевого продукту. У разі використання системи НАССР контроль переходить від випробування одиничного кінцевого продукту до сфери прогнозування можливості виробництва сільськогосподарської продукції на забрудненій радіонуклідами території.

Впровадження системи управління безпечністю харчових продуктів на основі принципів НАССР означає, що підприємство здійснює:

- збирання та оцінювання інформації про небезпечні чинники й умови, що призводять до їхнього виникнення, з метою визначення, які з них мають суттєве значення для безпечності продукції;
- визначення критичних точок контролю (КТК), на яких можна здійснювати контроль одного або більше потенційно небезпечних чинників для запобігання або усунення їх в сировині та готовій продукції, або зменшення їх до допустимих рівнів;
- розроблення запобіжних заходів, спрямованих на усунення потенційно небезпечного чинника або зменшення його до допустимого рівня.
- розроблення коригувальних дій, спрямованих на усунення небезпечного чинника або зниження його до допустимого рівня в конкретній критичній точці з метою її управління;
- моніторинг за кожною контрольною критичною точкою;

Детальніше методика описана в роботах [4,5].

Принцип 1. Проведення аналізу небезпечних чинників. В нашому випадку це цезій-137 та стонцій-90.

Принцип 2. Визначення критичних точок контролю (КТК).

Вміст радіонуклідів в харчових продуктах та сировини визначається інтенсивністю включення радіонуклідів у харчовий ланцюг: ґрунт – рослина - тварина - продукти переробки рослинництва, тваринництва - раціон харчування людини.

Тобто кожен ланку харчового ланцюгу необхідно розглядати як КТК у виробництві сировини та харчових продуктів. При виробництві продуктів рослинництва КТК буде ґрунт. При виробництві молока та м'яса КТК є раціон тварин. Вміст радіонуклідів у продуктах харчування повинен відповідати нормативам ДР-2006.

Принцип 3. Встановлення критичних значень.

Система НАССР визначає критичні межі як критерії, які відокремлюють допустимі та недопустимі значення. Критичні межі являють границі, які свідчать про виготовлення безпечного продукту на даному етапі виробництва. Критичним межах слід дотримуватись для того, щоб упевнитися, що критична точка перебуває під контролем. Для продовольчих культур критичною точкою контролю буде ґрунт. Для прогнозування вмісту забруднюючих речовин в продуктах харчування використовуються експериментально визначені коефіцієнти переходу радіонуклідів у ланцюгах: ґрунт – рослина, з урахуванням типу ґрунтів на яких вироблена продукція. Накопичення радіонуклідів у продукції залежить від багатьох факторів, серед яких головними є рівень забруднення ґрунту і його радіологічні властивості – агрохімічні та водно-фізичні характеристики. Вплив цих факторів на інтенсивність міграції радіонуклідів у харчових ланцюгах кількісно оцінюють за допомогою коефіцієнтів пропорційності накопичення радіонуклідів з ґрунту в рослини КП (Бк/кг : кБк/м²). Маючи значення цих параметрів для кожного виду ґрунтів і культур, можна розрахувати очікувану концентрацію Cs-137 та Sr-90 у продукті (Бк/кг) при вирощуванні на ґрунті з щільністю забруднення А (кБк/м²) : $C = A \times КП$.

На практиці зручно користуватися значеннями допустимих рівнів забруднення ґрунтів ДРЗГ, при дотриманні яких забезпечується виконання вимог ДР-2006 [2,3].

Польові культури можна вирощувати практично без обмежень на більшості ґрунтів, оскільки щільність забруднення ґрунтів на полях сівозмін рідко перевищує 185 кБк/м².

Основними дозоутворюючими продуктами є продукти тваринництва – молоко і молокопродукти, м'ясо і м'ясопродукти, які формують 80-90% дози внутрішнього опромінення, хліб і хлібопродукти, картопля, овочі та фрукти – формують 8-16% дози внутрішнього опромінення. Для забезпечення безпечності молока та м'яса необхідно проводити моніторинг вмісту радіонуклідів в раціоні.

Перехід радіонуклідів з кормів у продукцію тваринництва залежить від рівня і повноцінності годівлі тварин, їх віку, фізіологічного стану, продуктивності та інших факторів. Для прогнозування вмісту радіонуклідів в продукт тваринництва використовують коефіцієнт концентрації (КК). КК являє собою концентрацію в органі в процентах від надходження радіонукліду з добовим раціоном.

Принцип 4. Встановлення системи моніторингу для кожної критичної точки контролю.

Система НАССР визначає моніторинг як проведення запланованої послідовності спостережень чи вимірювань контрольних параметрів для оцінення того, чи знаходиться критична точка контролю під контролем. Для нашого випадку це контроль рівня радіонуклідів в продукції на підприємствах.

Принцип 5. Встановлення коригувальних дій

Система НАССР і настанови щодо її застосування визначають коригувальну дію як будь-яку дію, що підлягає виконанню у тому випадку, коли результати моніторингу в критичній точці контролю вказують на втрату контролю.

Сільськогосподарська продукція відіграє головну роль у формуванні радіаційної небезпеки, тому до її якості ставлять досить жорсткі вимоги. Зменшення рівня забруднення харчових продуктів є реальним і головним шляхом запобігання опроміненню людей понад встановлені нормативи. Для зниження концентрації цезію-137 в молоці, м'ясі, рибі та інших продуктах харчування необхідно піддавати їх технологічній та кулінарній обробці.

Здійснення цих заходів істотно знижує вміст цезію-137 в раціоні людини і дозові навантаження на її організм. Кулінарна або технологічна переробка рослинної сировини дозволяє зменшити перехід радіонуклідів з сировини в готові продукти харчування. Вплив деяких видів кулінарної переробки на вміст радіонуклідів в овочевій продукції наведено у роботі [3]. Переробку рослинної сировини починають з її механічної очистки від частинок ґрунту і пилюги. Потім сировину промивають проточною водою, якщо її немає, то у 3-5 змінах води. У таких овочів, як капуста, лук, часник, перед промиванням віддаляють верхні, найбільш забруднені, листя.

Промивання рослинної продукції проточною водою, видалення шкірки, бланшування можуть знизити вміст радіонуклідів у продукції вдвічі. Надходження цезію-137 з солоними овочами і грибами зменшується в 1,5-2 рази порівняно з вихідною сировиною за умови, що розсіл не споживається в харчуванні. Найбільш ефективним засобом кулінарної переробки рослинної сировини є варіння, яке дозволяє знизити вміст цезію-137 у 2-10 разів. Мийка та наступне тушіння квасолі зменшують вміст стронцію-90 практично вдвічі. При різному сполученні операцій, що попереджують консервування та закладання на довгострокове зберігання продуктів харчування, видаляється 60-95%

радіоактивності, що містилася в сировині. Слід відзначити, що підкислення страв лимонною кислотою сприяє цьому процесу.

Висновки Аналіз існуючих радіаційних методів забезпечення безпеки сировини та харчових продуктів доказує, що ці методи відповідають принципам системи НАССР. Таким чином, фахівці підприємств харчової та переробної промисловості, працівники підприємств АПК різних форм власності опанував ідеологію міжнародного стандарту НАССР мають можливість впроваджувати цю систему управління сільськогосподарським виробництвом у практику вітчизняних підприємств. Впровадження методології НАССР забезпечить безпечність сільськогосподарської продукції, що випускається, з метою захисту споживача і сприяє цим підприємствам у міжнародній торгівлі.

Література

1. ДСТУ 4161-2006. Системи управління безпечністю харчових продуктів. Вимоги. Київ, 2006
2. Соболев А.С. Система раціонального використання кормових угідь в умовах радіаційного забруднення ґрунту. // Аграрна наука – виробництву. - 1999.- №1.-С.17-21.
3. Соболев А.С. Виробництво екологічно чистої продукції в особистих підсобних господарства України. // Вісник Сумського Державного аграрного університету. -2001.- серія КВ №3393, Випуск 1.- С.265-269.
4. Соболев А.С. Системи управління в агропромисловому виробництві. Міжнародні стандарти. ПДО НУХТ, Київ 2006.-112 с.
5. Food Quality and Safety Systems. A Training Manual on Food Hygiene and the Hazard Analysis and Critical Control Point (НАССР) System.- Rome : FAO, 2010.- 232 p.

УДК 504.06+613.648:621.039.68

РАДІАЦІЙНИЙ ЗАХИСТ І ЗДОРОВ'Я ПЕРСОНАЛУ ПІДРЯДНИХ ПІДПРИЄМСТВ, ЩО ВИКОНУЮТЬ РОБОТИ З ПЕРЕТВОРЕННЯ ОБ'ЄКТА "УКРИТТЯ" ДСП ЧАЕС НА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНУ СИСТЕМУ

Сушко В.О., Базика Д.А., Ліхтарьов І.А., Ляшенко Л.О., Берковський В.Б., Логановський К. М.,
Нечаєв С. Ю., Швайко Л.І., Саркісова Е.О., Колосинська О.О., Дроздова В.Д., Бончук Ю. В.,
Арясов П.Б., Незговорова Г.А., Татаренко О.М.

ДУ “Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України” (ННЦРМ)

Вступ

Перетворення об'єкта «Укриття» (ОУ) Чорнобильської АЕС на екологічно безпечну систему є однією з найважливіших державних програм України, а медичні та дозиметричні заходи, спрямовані на збереження здоров'я персоналу, який бере участь у цих роботах посідає чільне місце серед найактуальніших проблем сучасної клінічної радіобіології, радіаційної гігієни та радіаційного захисту [1, 2].

Об'єкт «Укриття» - це зруйнований за проектною аварією блок № 4 ЧАЕС, який є спорудою, розташованою на поверхні Землі та спеціально обладнаною і конструкційно спроектованою так, щоб гарантувати тривалу ізоляцію радіоактивних відходів (РАВ) від попадання їх в біосферу. У нинішньому його стані ОУ слід кваліфікувати як місце поверхневого зберігання неорганізованих РАВ (тимчасове сховище неорганізованих РАВ, яке перебуває у стадії стабілізації й реконструкції). Таку кваліфікацію ОУ використовують у сфері регулювання радіаційної безпеки персоналу і населення [3]. Нині на ОУ реалізується План Здійснення Заходів (ПЗЗ, англ. мовний еквівалент – Shelter Implementation Project, SIP), спрямований на перетворення ОУ в екологічно безпечну систему. Унікальність робіт, які проводяться, полягає в тому, що персонал, по суті, виконує поставлені виробничі завдання в умовах дії високоактивних відкритих радіонуклідних джерел іонізуючого

випромінювання в приміщеннях зруйнованого 4-го блоку ЧАЕС або в безпосередній близькості до нього на радіоактивно забрудненій території. Згідно з існуючою нормативною практикою, роботи з джерелами такого класу мають виконуватися в герметичних приміщеннях («гарячі камери») із застосуванням дистанційних маніпуляторів. Це обумовлює істотне зниження рівнів доз зовнішнього опромінення персоналу, а також повне виключення контакту персоналу з радіоактивними матеріалами і можливості їх інкорпорації. Через унікальність походження ОУ радіаційно-гігієнічні умови в зонах проведення робіт не можуть бути приведені у відповідність до світових стандартів безпеки. Роботи на ОУ проводяться в умовах багатофакторних ризиків - з домінуючим радіаційним чинником, посиленими загальнопромисловими небезпечними факторами і чинником забруднення в умовах важкодоступних тимчасових робочих місць, розташованих у приміщенні будівлі зруйнованої ядерної установки. Нормативно-правові документи медико-санітарного законодавства України вимагають забезпечення надійного вхідного і вихідного медичного і біофізичного контролю персоналу, залученого до роботи з відкритими радіонуклідними джерелами іонізуючого випромінювання, а також регулярного поточного медичного і біофізичного контролю допущеного до робіт персоналу. Забезпечення всіх видів такого контролю була і є обов'язковою умовою отримання дозволу МОЗ України, а також спеціальними умовами узгодження УкрІнвестЕкспертизи. Все вищезгадане обумовлює виняткові вимоги до соматичного здоров'я і психофізіологічних якостей персоналу.

За рекомендаціями МОЗ України ДУ "ННЦРМ НАМН України", як головній науково-медичній установі України в галузі радіаційної гігієни, дозиметрії та клінічної радіаційної медицини, що забезпечує науковий медичний та дозиметричний супровід і виконує основний обсяг робіт з мінімізації медичних наслідків Чорнобильської катастрофи і протягом всіх післяаварійних років активно проводить моніторинг стану здоров'я та дозиметричний контроль персоналу ОУ, ЧАЕС і зони відчуження, а також центру ВООЗ із співробітництва в міжнародній системі екстреного реагування при радіаційних аваріях - The Radiation Emergency Medical Preparedness and Assistance Network (WHO-REMPAN), було доручено розробити й очолити програму медичного та біофізичного супроводу робіт з перетворення об'єкта «Укриття» Чорнобильської АЕС на екологічно безпечну систему.

Мета дослідження: розробити та впровадити систему медичного і біофізичного контролю стану здоров'я і працездатності та радіаційного захисту персоналу, який виконує роботи з перетворення об'єкта «Укриття» ДСП ЧАЕС на екологічно безпечну систему на основі унікального накопиченого досвіду з медичного, біологічного і дозиметричного супроводу робіт щодо впливу екстремальних радіаційних і нерадіаційних чинників ризику на здоров'я і працездатність персоналу [2] з урахуванням вимог основних нормативно-правових і нормативно-регулюючих документів [3-12], методичних рекомендацій [13-15], діючих відомчих стандартів МОЗ України, а також національних і міжнародних консенсусів з діагностики захворювань, які є протипоказаннями до робіт в особливо небезпечних і шкідливих умовах праці - ОНІШУП (іонізуючі випромінювання, радіоактивні речовини і джерела іонізуючих випромінювань; роботи на висоті; загальні медичні протипоказання до робіт в ОНІШУП)

Матеріали і методи досліджень

Низку медичних стандартів - гематологічних, пульмонологічних, офтальмологічних [15] та ін. було регламентовано відповідними наказами МОЗ України. Крім цього, програма медичного контролю включає субпрограму психофізіологічного контролю, регламентовану відповідними нормативно-правовими документами, методичними рекомендаціями і регламентами [16, 17, 18, 19].

Враховуючи особливості проведення робіт на ОУ відповідно до ПЗЗ, запропоновано взаємозв'язану комплексну систему медичного контролю. Основними її елементами є вхідний, періодичний, заключний і спеціальний (у тому числі й аварійний) медичний і психофізіологічний контроль, додатковими - індивідуальний інспекційний і поточний (передзмінний) медичний контроль.

Вхідний медичний контроль - комплекс медичних експертних заходів з оцінки стану здоров'я і працездатності персоналу, який проводиться перед залученням працівника до участі в роботах за ПЗЗ/ОНІШУП.

Індивідуальний інспекційний медичний контроль - цілеспрямоване медичне експертне обстеження стану критичних для працівника органів і систем організму для підтвердження подальшого допуску/недопуску цього працівника до участі в роботах з реалізації ПЗЗ. Періодичність

індивідуального інспекційного контролю визначається станом здоров'я працівника, і встановлюється при вхідному, спеціальному або періодичному медичному контролі.

Періодичний медичний контроль - комплекс періодичних (щорічних) медичних експертних заходів з оцінки стану здоров'я і працездатності персоналу для підтвердження допуску до робіт за ПЗЗ.

Спеціальний медичний контроль – поглиблене, детальне медичне обстеження (включаючи імунологічні, цитогенетичні і молекулярно-генетичні методи) з метою перевірки і/або визначення ефекту можливого чи вже підтвердженого внутрішнього надходження радіоактивного матеріалу і зовнішнього опромінювання при виконанні робіт за ПЗЗ/ОНіШУП.

Поточний (рутинний) медичний контроль - комплекс медичних експертних заходів з оцінки стану здоров'я і працездатності працівника перед, а при необхідності і після закінчення робочої зміни (завдання), залучених до робіт за ПЗЗ.

З урахуванням радіаційно-гігієнічних і загальнопромислових особливостей виконання робіт на ОУ, встановлено комплексні вимоги до стану здоров'я і психофізіологічних якостей кандидатів на допуск до робіт, єдиний регламент медичного, психофізіологічного і професійного відбору, що резюмується при визначенні категорії здоров'я персоналу. Проведення медичної експертизи передбачає оцінку стану кровотворної, імунної, ендокринної, респіраторної систем, органа зору, нервової системи, психіки і психофізіологічної адаптації, органу слуху і рівноваги, системи кровообігу, системи травлення, уrogenітальної системи, а також кістково-м'язової системи.

Складовою програми допуску та забезпечення радіаційної безпеки робіт на ОУ є біофізичний контроль - комплекс фізико-біодозиметричних заходів, спрямованих на ідентифікацію випадків інкорпорації радіоактивних речовин до організму робітників, розрахунок фактичних індивідуальних доз внутрішнього опромінення, викликаних цими подіями і підтвердження відповідності радіаційно-гігієнічних умов на робочому місці вимогам санітарного законодавства України. В умовах виконання робіт з реалізації ПЗЗ, біофізичний контроль включає збір первинної дозиметричної інформації про працівника і робоче місце та поточний радіаційно-гігієнічний і біофізичний контроль. Вхідний і вихідний, спеціальний, ургентний (аварійний) біофізичний контроль проводиться паралельно й одночасно з медичним контролем.

Вхідний біофізичний контроль – контроль перед початком робіт в рамках мобілізації персоналу. Вихідний біофізичний контроль – підсумковий контроль в рамках демобілізації персоналу.

Спеціальний біофізичний контроль – розширений контроль, який проводиться при детектуванні перевищення граничного значення вмісту трансуранових елементів в добових пробах калу. Метою такого контролю є перевірка факту інкорпорації радіонуклідів і визначення точного значення дози внутрішнього опромінювання працівника.

Поточний (рутинний) біофізичний контроль – основний біофізичний контроль, що виконується відповідно до заздалегідь встановленого систематичного графіка вимірювань. Поточний біофізичний контроль складається з таких компонент: передвахтові біофізичні вимірювання; передзмінні біофізичні вимірювання; післязмінні біофізичні вимірювання; післязмінне обстеження; внутрішньовахтові біофізичні вимірювання.

Вхідний біофізичний контроль – контроль перед початком робіт в рамках мобілізації персоналу. Вихідний біофізичний контроль – підсумковий контроль в рамках демобілізації персоналу.

Спеціальний біофізичний контроль – розширений контроль, який проводиться при детектуванні перевищення граничного значення вмісту трансуранових елементів в добових пробах калу. Метою такого контролю є перевірка факту інкорпорації радіонуклідів і визначення точного значення дози внутрішнього опромінювання працівника.

Поточний (рутинний) біофізичний контроль – основний біофізичний контроль, що виконується відповідно до заздалегідь встановленого систематичного графіка вимірювань. Поточний біофізичний контроль складається з таких компонент: передвахтові біофізичні вимірювання; передзмінні біофізичні вимірювання; післязмінні біофізичні вимірювання; післязмінне обстеження; внутрішньовахтові біофізичні вимірювання.

Оцінка й аналіз результатів комплексного медичного і психофізіологічного обстеження, а також даних дозиметрії зовнішнього і внутрішнього опромінення є основою для ухвалення рішення експертною комісією про відповідність стану здоров'я, психофізіологічних якостей і радіаційно-гігієнічних параметрів вимогам до персоналу при роботах на ОУ (Таблиця).

Таблиця - Результати медичного контролю персоналу підприємних організацій ПЗЗ за період 12.10.2004 р. по 01.10.2013 р. (кількість осіб)

Вид контролю	Допущено	Не допущено	Всього
Вхідний	4698 (48,90%)	4909 (51,10%)	9607
Періодичний	2502 (75,49%)	812 (24,51%)	3314
Інспекційний	3070 (75,74%)	983 (24,26%)	4053
Спеціальний	783 – фізичні особи, 1845 – випадки		
Заключний	615		

На 01.10.2013 проведено 19434 випадки медичного контролю персоналу. Результати вхідного медичного контролю свідчать про таке: допущено до робіт 4698 (48,90%), не допущено - 4909 (51,10%). Причиною високого рівня недопуску були хронічні захворювання органів травлення - 52,4%; органа зору - 15,0%; ендокринної системи - 14,2%; системи кровообігу - 6,4%; новоутворення - 6,5%; захворювання дихальної системи - 4,6%, туберкульоз легенів – 1,6%; захворювання нервової системи, розлади психіки і поведінки - 8,7%; захворювання переважно імунного генезу - 1,5%; крові та кровотворних органів – 3,3%; уrogenітальної системи – 2,1%; шкіри – 4,0%; органа слуху – 2,3%. Персонал підприємника ПЗЗ, допущений до робіт, має від 2 до 10 хронічних захворювань (дихальна, серцево-судинна, травна, нервова системи). Стадія і перебіг цих захворювань не є протипоказанням для допуску до робіт з ПЗЗ, проте вимагають комплексу реабілітаційних заходів.

При періодичному (щорічному) медичному контролі допущено до робіт 3314 працівників (75,49%) не допущено - 812 (24,51%). Недопуск до робіт за результатами періодичного контролю був обумовлений, в основному, загостренням перебігу наявних хронічних захворювань травної системи – 43,07%; дихальної системи – 24,16%; системи кровообігу – 12,60%; захворюваннями нервової системи, розладами психіки і поведінки - 18,69%; патологією органа зору – 1,47%. Це свідчить, насамперед, не про вплив шкідливих факторів об'єкта «Укриття» ДСП ЧАЕС, а про недостатню роботу з персоналом щодо запобігання і профілактики загострень зазначених захворювань.

При вхідному біофізичному обстеженні випадків вмісту радіонуклідів в організмі кандидатів для участі в роботах за ПЗЗ, а також вмісту радіонуклідів в біопробах (кал, сеча) практично не виявлено.

Індивідуальні річні ефективні дози опромінення в переважній частині випадків не перевищували 12 мЗв, за виключенням групи персоналу з 40 осіб для якої був отриманий спеціальний дозвіл МОЗ України при виконанні основної вимоги НРБУ-97 з обмеження індивідуальних доз опромінення персоналу категорії А на рівні що не перевищує 50 мЗв на рік за умови не перевищення дози в 100 мЗв за поточні 5 років. Такі високі показники доз (до 35 мЗв) обумовлені виконанням радіаційно-небезпечних робіт зі стабілізації ОУ в 2006-2007 роках.

Кількість випадків, коли при поточному біофізичному контролі у пробах калу було виявлено вміст $^{239+240}\text{Pu}$ на рівні, що перевищує 1,5 мБк/проба і потребує залучення працівників до процедури проходження спеціального медико-біофізичного контролю, становить 1845 (проте, деякі працівники залучались до спеціального контролю тричі і більше).

Результати радіохімічного аналізу біопроб, які було відібрано у рамках спеціального біофізичного контролю, свідчать про відсутність системного надходження $^{239+240}\text{Pu}$ до організму працівників та дають можливість зробити висновок, що найбільш вірогідним шляхом надходження радіонуклідів є транзитно-пероральний шлях надходження. Індивідуальні дози внутрішнього опромінення, розраховані за результатами спеціального біофізичного контролю, в переважній більшості випадків не перевищували 1 мЗв, водночас контрольний рівень індивідуальної дози внутрішнього опромінення, встановлений на ЧАЕС для окремих проектів ПЗЗ, які виконує залучений до робіт персонал, становив 3 мЗв/рік. Як показав проведений аналіз, необхідність виклику працівників на спеціальний контроль на початковому етапі робіт з ПЗЗ здебільшого була зумовлена недостатнім рівнем організації праці та невідповідністю подібного типу робіт радіаційно-гігієнічним вимогам. Проте, як виявилось, на теперішньому етапі робіт основна причина полягає у низькому рівні санітарно-гігієнічної культури працівників. Тому, постійно проводяться інтенсивні роботи з верифікації шляхів надходження радіонуклідів в організм та характеристики радіоактивних аерозолів,

які є на робочих місцях, і надаються рекомендації стосовно використання засобів індивідуального захисту органів дихання, а також щодо уникнення зовнішнього забруднення біопроб під час їх збору. Створено та обладнано чисте приміщення на майданчику ЧАЕС для збору біопроб, що виключає їх зовнішнє радіоактивне забруднення. Розроблено і затверджено регулюючими органами та впроваджено у практику роботи ЧАЕС інструктивно-методичні рекомендації щодо контролю доз внутрішнього опромінення персоналу ПЗЗ.

Висновки

1. Програма медичного і біофізичного забезпечення робіт з перетворення об'єкта «Укриття» ДСП ЧАЕС засвідчила свою необхідність й ефективність, оскільки результати перших місяців показали, що в унікальних радіаційно-гігієнічних умовах найкритичнішими є не інженерно-технічні проблеми, а - як зберегти здоров'я людей і запобігти неадекватним діям персоналу у зв'язку з відхиленнями в стані його здоров'я.

2. Стан здоров'я працівників, які направляються на вхідний медичний контроль, не відповідає вимогам до участі в роботах за ПЗЗ більш як у 50% випадків, незважаючи на попередній медичний огляд за місцем проживання. Тому, вхідний і заключний медичний контроль необхідно проводити тільки у високоспеціалізованих, адекватно оснащених медичних установах, що мають практичний досвід надання медичної допомоги, проведення медичного контролю особам, які зазнали впливу іонізуючого випромінювання і, зокрема, при надходженні радіонуклідів до організму.

3. У результаті здійснення поточного біофізичного контролю було виявлено 1845 випадки вмісту $^{239+240}\text{Pu}$ у пробах калу на рівні, при якому необхідно проводити спеціальний біофізичний і медичний контроль для верифікації шляхів надходження радіонуклідів в організм й оцінки дози внутрішнього опромінення. Результати біофізичного контролю також є основою для проведення комплексу організаційних заходів з технічної і радіаційної безпеки персоналу підрядних організацій ПЗЗ і ЧАЕС, спрямованих на чітке дотримання умов, які перешкоджають надходженню радіонуклідів в організм.

4. Розроблена та запроваджена система контролю індивідуальних доз внутрішнього опромінення методами біофізичного контролю відповідає вимогам санітарного законодавства та забезпечує адекватний рівень радіаційного захисту від внутрішнього опромінення працівників, які залучені до виконання робіт за ПЗЗ. Розвиток системи контролю індивідуальних доз опромінення персоналу передбачає інтеграцію із службою радіаційної безпеки ЧАЕС для контролю як доз внутрішнього, так і зовнішнього опромінення, що відповідає вимогам розроблених і впроваджених у практику ДСП ЧАЕС відповідних інструктивно-методичних документів.

5. Збереження здоров'я і працездатності персоналу потребує здійснення комплексу оздоровчих і реабілітаційних заходів, які необхідно реалізовувати в рамках спеціальних індивідуальних програм лікування на базі високо спеціалізованих лікувальних установ.

ЛІТЕРАТУРА

1. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: Національна доповідь України. – К.: КІМ., 2011. – 356 с.
2. Program of medical and biophysical control of personenel, which take part in works for transformation of Object Shelter of ChNPP into safe system / V.Bebeshko, V.Sushko, I.Likhtarev, D.Bazyka, K.Loganovsky, L.Liashenko, S.Nechaev, E.Sarkisova, Yu.Bonchuk, L.Shvayko // The International Conference “Twenty Years after Chernobyl Accident. Future Outlook”, Kyiv, Ukraine, April 24 -26, 2006: Cont. Pap. – Kyiv: Innovation Publishing Centre “HOLTEH”, 2006. – 536.
3. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) -. МОЗ України, Київ, 1997, с. 121.
4. Закон України «Про загальні засади подальшої експлуатації і зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення зруйнованого четвертого енергоблоку цієї АЕС на екологічно безпечну систему» від 11.12.1998 р. № 309-XIV.
5. Наказ МОЗ України від 31.03.94 р. № 45 «Положення про медичні огляди працівників окремих категорій».
6. Наказ МОЗ України від 21.05.07 р. № 246 «Про затвердження Порядку проведення медичних оглядів працівників певних категорій».
7. Наказ МОЗ України від 06.08.2001 р. № 322 «Про введення в дію Критеріїв визначення катаракти при попередніх та періодичних офтальмологічних оглядах робітників об'єктів атомної енергетики».

8. Наказ МОЗ України та МНС України від 14.05.2001 р. № 180/115 «Про затвердження Положення про медико-психологічну реабілітацію рятувальників аварійно-рятувальних служб та осіб, що постраждали внаслідок надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру, і Положення про центри медико-психологічної реабілітації».
9. Наказ МОЗ України від 17.01.2001 р. № 12 «Про затвердження Інструкції про проведення обов'язкових попередніх та періодичних психіатричних оглядів».
10. Постанова Кабінету Міністрів України від 16.11.97 № 1238 «Про обов'язковий профілактичний наркологічний огляд і порядок його проведення».
11. Постанова Кабінету Міністрів України від 27.09.00 № 1465 «Про затвердження Порядку проведення обов'язкових попередніх та періодичних психіатричних оглядів і переліку медичних психіатричних протипоказань щодо виконання окремих видів діяльності (робіт, професій, служби), що можуть становити безпосередню небезпеку для особи, яка провадить цю діяльність, або оточуючих».
12. Постанова Кабінету Міністрів України від 08.11.2000 р. № 1662 «Про затвердження переліку професійних захворювань».
13. Технології оцінки стану органів і систем персоналу, зайнятого на роботах по здійсненню плану організаційних заходів на об'єкті «Укриття». / Бебешко В.Г. та співавт. - Методичні рекомендації. — К.: МОЗ України, 2002. — 44 с.
14. Методологія оцінки результатів медичного контролю стану здоров'я і професійної працездатності персоналу «Укриття» / Бебешко В.Г. та співавт. - Методичні рекомендації. — К.: МОЗ України, 2002. — 55 с.
15. Організація та проведення диспансерного медобстеження працюючих із джерелами іонізуючих випромінень в Україні (відомча інструкція). – Методичні рекомендації. - Харків, 1999. - 16 с.

УДК: 616.233:616-001.28

ДОВГОТРИВАЛІ ДОСЛІДЖЕННЯ БРОНХОЛЕГЕНЕВОЇ ПАТОЛОГІЇ У УЧАСНИКІВ ЛІКВІДАЦІЇ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

Сушко В.О., Швайко Л.І., Бази́ка К.Д., Рязьська А.С., Стадні́йчук О.М., Апосто́лова О.В.

ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України» (ННЦРМ)

Вступ

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС), що правомірно має визначення найбільшої техногенної екологічної катастрофи в історії людства, у навколишнє середовище потрапила й розповсюдилась повітряно-пиловими потоками велетенська кількість радіоактивних речовин, що спричинили зовнішнє і внутрішнє опромінення (у першу чергу інгаляційним шляхом) великих контингентів населення у малих дозах [1, 2, 3]. За різними оцінками [3] інгаляційної дії радіонуклідів зазнали щонайменше 200 000 постраждалих різних категорій. З них найбільш ураженою та однією з найчисельніших категорій є учасники ліквідації наслідків аварії (ЛНА), особливо ті з них, хто був причетний до післяаварійних робіт у квітні-травні 1986 року, а також протягом усього періоду до завершення будівництва об'єкту «Укриття» - весни 1987 року [1-10].

Метою дослідження були клінічний моніторинг та вивчення особливостей перебігу бронхолегеневої патології для мінімізації віддалених наслідків впливу інгаляційного надходження радіонуклідів аварійного походження у учасників ЛНА на Чорнобильській АЕС.

Методи дослідження: стандартизоване опитування, загальноклінічні фізикальні і лабораторні дослідження, функціональні легеневі тести (спірографія, бодіплетизмографія, дифузійна спроможність легень методом одиночного вдиху), бронхофіброскопія, морфологічні, імунологічні, мікробіологічні, рентгенологічне дослідження органів грудної клітини, інформаційно-статистичні.

Результати та обговорення

Результати довгострокового (1996-2004 р.) пульмонологічного обстеження більш 16 тис. (16133) учасників ЛНА на ЧАЕС 1986 р. у поліклініці радіаційного реєстру ННЦРМ свідчать про

достовірне невинне зростання захворюваності на хронічний бронхіт та ХОЗЛ серед зазначеного контингенту хворих [8-9].

Аналіз відносних радіаційних ризиків за даними поглибленого клініко-епідеміологічного обстеження (1992 – 2004 рр.) в ННЦРМ 7665 учасників ЛНА на ЧАЕС 1986-1987 рр. чоловічої статі з різними дозами зовнішнього опромінення всього тіла хворих на ХОЗЛ виявив достовірний зв'язок розвитку цієї патології з впливом іонізуючого опромінення в дозах вище 0,25 Зв (контроль склали пацієнти з дозами нижче 0,05 Зв) [8, 9].

Ці дані загалом співпадають з результатами клініко-епідеміологічних досліджень на базі українського та російського національних радіаційних реєстрів [5-10], які свідчать, що патологія органів дихання посідає одне з провідних місць в структурі загальної захворюваності окресленого контингенту населення.

Таким чином, аварія на ЧАЕС сприяла зростанню захворюваності та поширеності захворювань легень серед учасників ліквідації наслідків аварії, евакуйованих і мешканців забруднених територій.

За результатами довготривалого (1987-2005рр.) комплексного клініко-морфологічного дослідження 2736 хворих на ХОЗЛ - 2427 учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС 1986 року (в т.ч. 11 осіб з документованою інкорпорацією "гарячих частинок" (переважно ^{137}Cs , ^{60}Co) з дозами зовнішнього опромінення у діапазоні 2 сЗв – 76 сЗв (І група) та 309 хворих на ХОЗЛ без радіаційного впливу в анамнезі (ІІ група, нозологічний контроль (НзК)), доведено наявність патоморфозу ХОЗЛ при дії радіаційно-пилового та інших пошкоджуючих факторів Чорнобильської катастрофи в учасників ЛНА 1986 р. [7, 8, 9]

Маніфестація бронхолегеневої патології у ранньому періоді після опромінення характеризувалась синдромокомплексом, характерною особливістю якого була наявність виразного подразнення верхніх дихальних шляхів. Загалом для учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС була характерна «бідність» та «змазаність» клінічної симптоматики на початку захворювання, передування задишки появі інших симптомів хвороби. Переважав гіпореактивний характер загострень ХОЗЛ [7, 8, 9].

Проведені дослідження [5-10] свідчать про перевагу в структурі захворюваності на хронічну неспецифічну бронхолегеневу патологію у учасників ЛНА ХОЗЛ, питома вага якого складає близько 77%, хронічного бронхіту – до 15%, бронхіальної астми – більш 8%.

Висока коморбідність, тобто наявність кількох супутніх захворювань, є характерною для постраждалих від наслідків аварії на ЧАЕС [6-9], які хворіють на ХОЗЛ. Супутні захворювання були зареєстровані у всіх ліквідаторів і тільки в 35 % пацієнтів ХОЗЛ, які не були зв'язані з участю в ліквідації аварії на ЧАЕС (НзК). Традиційною є комбіноване ураження серцево-судинної та нервової систем (на початку вегетативні розлади, надалі - гіпертонічна хвороба, ішемічна хвороба серця, ранній церебральний атеросклероз, дисциркуляторна енцефалопатія), яке в перші роки виявлялося у 63,4% спостережень, а на сьогодні діагностується майже у 100% хворих. Великий вплив на розвиток та прогресування ХОЗЛ у пацієнтів-ліквідаторів мають супутні захворювання ендокринної системи (передусім – хронічний тиреоїдит та гіпотиреоз), що виявляються у 15% хворих, а також порушення гіпофізарно-тиреоїдної та гіпоталамо-гіпофізарно-адrenalової ланок регуляції. Хвороби органів травлення діагностуються більше, ніж у 90% обстежених. Особливо вагомим був вплив дуодено-гастрального (18%) та гастро-езофагального (44%) рефлюксів [7-9, 11], захворювань печінки та жовчних ходів (43%), хвороб верхніх дихальних шляхів (42%). Слід зазначити, що у переважній більшості хворих (87%) виявляються підвищені титри антитіл до персистуючої цитомегаловірусної інфекції [12].

Доведено, що ХОЗЛ у учасників ЛНА на ЧАЕС у віддаленому післяаварійному періоді має більш тяжкий перебіг в порівнянні з групою нозологічного контролю (НзК), що підтверджується вищими рівнями оцінок скарг на задишку при фізичному навантаженні, кашель з виділенням гнійно-слизового мокротиння, частоти загострень протягом року [7-9].

Для учасників ліквідації наслідків аварії також характерною була поступова трансформація бронхообструктивного синдрому: на початку захворювання виявляється гіпотонічна дискінезія мембранозної частини трахеї і обструкція дрібних бронхів, яка згодом переходить у тотальну бронхообструкцію з низьким рівнем її зворотності [6-9]. Погіршення перебігу хвороби підтверджується також при дослідженні функції зовнішнього дихання: якщо в 1996 р. 3 ступінь легеневої недостатності при загостренні ХОЗЛ виявлялася в 4 % хворих, то в 2005 р. тяжка легенева недостатність виявляється майже в половини хворих на ХОЗЛ учасників ліквідації наслідків аварії (основна група -46 %, контроль – 34% хворих), що зв'язано з розвитком емфіземи і пневмосклерозу.

Встановлено, що за результатами спірометрії в групі хворих на ХОЗЛ учасників ЛНА на ЧАЕС в порівнянні з групою хворих НЗК виявляється достовірне зниження максимальної об'ємної швидкості на рівні 75 % FVC (FEF 75), при відсутності змін середньогрупових значень інших об'ємних та швидкісних показників. При аналізі показників бодіплетизмографії у хворих на ХОЗЛ учасників ЛНА на ЧАЕС в порівнянні з групою хворих НЗК визначені значні достовірні порушення співвідношення легеневого об'єму за рахунок достовірного вищого рівня залишкового об'єму (RV), внутрішнього об'єму повітря в грудній клітині (ITGV) та резервного об'єму видиху (ERV), що свідчить про більш виражені респіраторні порушення в основній групі хворих внаслідок легеневої гіперінфляції та емфіземи легень.

Отримані нові дані про наявність дозової залежності між показниками респіраторної функції та дозою опромінення в діапазоні більше 500 мЗв в групі хворих на ХОЗЛ учасників ЛНА на ЧАЕС у віддаленому періоді після опромінення. Про це свідчить достовірне зниження показників форсованої життєвої ємності легень (FVC) та FEF 75 у учасників ЛНА з найбільшим ступенем відхилення у осіб опромінених в інтервалі доз більше 500 мЗв та достовірне зниження показника життєвої ємності легень (VC). FEF 25 в основних групах учасників ЛНА на ЧАЕС та групі НЗК не відрізнялися, тоді як на рівні видиху 50 % FVC та 75 % FVC були вірогідно зниженими відносно групи НЗК.

Доведено, що погіршення дифузійної спроможності легень (DLco) в групі учасників ЛНА на ЧАЕС хворих на ХОЗЛ є однією з характерних ознак впливу іонізуючого опромінення та інгаляційного впливу радіонуклідів аварійного походження, що також підтверджує більш тяжкий перебіг захворювання і відповідає більшій частоті виявлення ознак пневмофіброзу та емфіземи при рентгенологічному обстеженні.

При ендоскопічному дослідженні (обстежено 877 хворих на ХОЗЛ учасників ліквідації аварії на ЧАЕС і 116 представників НЗК), як правило, виявляється хронічний атрофічний ендобронхіт зі значними фіброзними змінами слизової оболонки бронхів [7-9, 13]. Ендоскопічні ознаки змін слизової оболонки трахеї та бронхів пацієнтів – учасників ЛНА на ЧАЕС мали типову спрямованість і, загалом, були відповідними картині атрофічної форми ендобронхіту із значними катарально-склеротичними змінами. Починаючи із 1996 р. вони супроводжувались вираженою деформацією бронхіального дерева. У групі НЗК був достовірно нижчий рівень атрофічних та склеротичних змін слизової оболонки бронхів. Протягом перших років спостереження (до 1996 р.) для хворих основної клінічної групи був характерним низький ступінь активності ендобронхіального запалення, тоді як пацієнти з групи НЗК демонстрували повноцінну запальну відповідь. Після 1996 року у пацієнтів-ліквідаторів суттєво почали зростати гнійні форми ендобронхіту та зменшилась виразність атрофічних змін. Натепер ми не фіксуємо достовірної різниці в активності ендобронхіального запалення. Кількість випадків катарально-склеротичного ендобронхіту була і залишається достовірно вищою в учасників ліквідації наслідків аварії, ніж в осіб групи НЗК [7-9, 13].

Рентгенологічна симптоматика характеризується швидким розвитком фіброзу в легенях і прогресуючою деформацією бронхів. Діагноз хронічного бронхіту підтверджувався рентгенологічно в пацієнтів-ліквідаторів вже у перші роки спостереження. В окремих випадках рентгенологічна симптоматика випереджала клінічну. Водночас, у певної частини хворих вона стала суттєвою лише через 10 років після аварії. Крім того, рентгенологічне дослідження органів грудної клітки з часом виявило розвиток у пацієнтів-ліквідаторів емфіземи легень та пневмосклерозу, причому в учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС з тривалістю захворювання від 6 до 10 і більше років такі ускладнення зустрічались достовірно частіше, ніж у контролі [6-9].

Патоморфологічний аналіз бронхобіопатів у пацієнтів - учасників ЛНА, хворих на ХОЗЛ (n=416), дозволив верифікувати у слизовій оболонці бронхів трансформованість регенераційних процесів, своєрідність ураження мікросудин, порушення фібрилогенезу та особливості хронізації запалення [6-9, 14, 15].

У хворих на ХОЗЛ в групах учасників ЛНА на ЧАЕС опромінених в дозових діапазонах менше та більше 500 мЗв встановлена дозова залежність змін клітинного імунітету, зокрема достовірне зниження числа CD3+ Т-клітин, переважно за рахунок CD8+ субпопуляції, у той час як число CD4+ клітин вірогідно було вищим в порівнянні з групою контролю у всьому інтервалі доз, зниження цитотоксичних CD3+16+56+ Т-лімфоцитів, підвищення CD3-16+56+ природних кілерів, та підвищення CD 3-19+ В-лімфоцитів, а також змін показників гуморального імунітету, що вказує на залежність імунного стану від поглинутої дози опромінення [16].

Визначено прямий зв'язок респіраторних порушень у хворих на ХОЗЛ з рівнем CD3+16+56+ цитотоксичних Т-лімфоцитів, а саме FEV1, FEF 25, FEF 75 та DLco, що є підґрунтям тяжкого клінічного перебігу [16].

Результати отримані при дослідженні бронхоальвеолярних змивів показали перерозподіл клітин у Т-ланці зі зниженням відносного вмісту основних субпопуляцій Т-клітин. Разом з тим, виявлена порівняно висока кількість цитотоксичних клітин з високою експресією функціонально активних поверхневих антигенів [17].

Підсумовуючи висвітлені дані, варто вказати на стадійність формування імунних механізмів при ХОЗЛ після опромінення з перевагою радіаційно-обумовленої імунної недостатності на першому етапі і цитотоксичних, а також імунокомплексних реакцій - у періоді формування віддалених наслідків [6-9, 16, 17].

При проведенні мікробіологічного аналізу мокротиння і ендобронхіального вмісту пацієнтів-ліквідаторів був виділений цілий ряд мікроорганізмів, що відносяться як до резидентної, так і до патогенної мікрофлори. У всіх обстежених учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС при бактеріологічному дослідженні ендобронхіальних змивів були виділені мікроорганізми в асоціаціях 2-4 видів різних родів, які мали різну чутливість до антибактеріальних препаратів [9, 22]. На першому місці за частотою виявлення у мокротинні ліквідаторів знаходиться *Staphylococcus aureus* (47,43%). Друге місце займають дріжджоподібні грибки роду *Candida* (26,97%). Значно рідше у хворих-учасників ЛНА були присутні *Streptococcus pneumoniae* (5,58%), *Haemophilus influenzae* (4,65%), *Klebsiella pneumoniae* (2,79%). Інші види мікроорганізмів - *Moraxella catarrhalis*, *Proteus vulgaris*, *Proteus mirabilis*, *Streptococcus viridans*, *Streptococcus faecium*, *Neisseria perflava*, *Neisseria sicca*, *Enterobacter aerogenes*, *Enterobacter Iwoffii* - зустрічались епізодично. Заслуговує на увагу нетипова для вмісту бронхів наявність *Escheria coli*. Це може бути пов'язане зі значною частотою у цих пацієнтів гастро-езофагального та дуодено-гастрального рефлюксів і надходженням складових травного тракту до бронхіального дерева на тлі порушень вегетативної регуляції і дисбактеріозу. Слід також зазначити, що при дослідженні ендобронхіальних змивів, як правило, виділяли мікроорганізми декількох (2-4) родів і видів, найчастіше - асоціації *Haemophilus influenzae* і *Streptococcus viridans*, *Neisseria perflava* і *Streptococcus faecium* з різною чутливістю до антибактеріальних препаратів. До того ж, за даними морфологічного, зокрема ультраструктурного, аналізу в учасників ЛНА присутнє глибоке проникнення мікроорганізмів у власну пластинку слизової оболонки бронхів [6-9, 18].

Висновки

1. При комбінованій дії зовнішнього опромінення та інгаляції осколочної суміші радіонуклідів в умовах Чорнобильської катастрофи бронхолегенева система стала однією з основних тканин-«мішеней», що в подальшому реалізувалось хронічними обструктивними захворюваннями легень, маніфестація яких відбулася протягом перших 3-5 років після участі пацієнтів у виконанні післяаварійних робіт.
2. Аварія на ЧАЕС сприяла зростанню захворюваності та хворобливості на захворювання легень серед учасників ліквідації наслідків аварії.
3. Перебіг хронічних обструктивних захворювань легень в учасників ЛНА на ЧАЕС в перші роки характеризувався мінімальною клінічною симптоматикою, надалі – швидким розвитком фібропластичних змін в легенях і слизовій оболонці бронхів з прогресуючою деформацією останніх, гіпореактивністю загострень й порушеннями бронхіальної секреції. У віддаленому періоді після опромінення відзначається більш тяжкий клінічним перебігом.
4. Бронхообструктивний синдром в учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС видозмінюється від гіпотонічної дискінезії мембранозної частини трахеї і обструкції дрібних бронхів до тотальної бронхообструкції з низьким рівнем зворотної обструкції. Для учасників ЛНА на ЧАЕС в встановлені достовірно нижчі значення об'ємних та швидкісних показників за результатами спірометрії. Виявлено значне порушення співвідношення легеневих об'ємів за рахунок достовірно вищого рівня залишкового об'єму. Встановлено дозову залежність між показниками респіраторної функції та дозою опромінення для групи пацієнтів з числа учасників ЛНА на ЧАЕС опромінених у дозах більше 500 мЗв, в порівнянні з опроміненими у дозах менше 500 мЗв та НЗК. Достовірно нижчі показники дифузійної спроможності легень (DLco) в групі учасників ЛНА на ЧАЕС хворих на ХОЗЛ відносно групи нозологічного контролю підтверджують більш тяжкий перебіг захворювання, частішим виявленням ознак пневмофіброзу та емфіземи при рентгенологічному обстеженні пацієнтів основної групи
5. У пацієнтів-ліквідаторів наявні кілька супутніх захворювань, тобто ХОЗЛ є складовою поліорганної патології, яка суттєво спричинена порушеннями в інтеграційних системах забезпечення гомеостазу.

6. Верифікований у пацієнтів-ліквідаторів за даними ендоскопічних досліджень хронічний дифузний атрофічний ендобронхіт зі значними фібротичними змінами слизової оболонки бронхів морфологічно відповідний хронічному запальному процесу з виразними порушеннями регенерації, пошкодженням мукоциліарного апарату війчастих епітеліоцитів, патологією мікроциркуляції й епітеліально-сполучнотканинних взаємовідносин, трансформованим фібрилогенезом, неспроможністю місцевих механізмів захисту та ознаками інтенсифікації інволюційних реакцій в слизовій оболонці бронхів.
7. Ендобронхіальне середовище учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС, недужих на хронічні обструктивні захворювання легенів, переважно контаміноване 2-4 видами представників резидентної й патогенної мікрофлори з різною чутливістю до антибактеріальних препаратів та типовою інвазією мікроорганізмів у власну пластинку слизової оболонки бронхів.
8. У хворих на ХОЗЛ в групах учасників ЛНА на ЧАЕС опромінених в дозових діапазонах менше та більше 500 мЗв встановлена дозова залежність змін клітинного імунітету, зокрема достовірне зниження числа CD3+ Т-клітин, пере-важно за рахунок CD8+ субпопуляції, у той час як число CD4+ клітин вірогідно було вищим в порівнянні з групою контролю у всьому інтервалі доз, зниження цитотоксичних CD3+16+56+ Т-лімфоцитів, підвищення CD3-16+56+ природних кілерів, та підвищення CD 3-19+ В-лімфоцитів, а також змін показників гуморального імунітету, що вказує на залежність імунного стану від поглинутої дози опромінення. Визначено прямий зв'язок респіраторних порушень у хворих на ХОЗЛ з рівнем CD3+16+56+ цитотоксичних Т-лімфоцитів, а саме FEV1, FEF 25, FEF 75 та DLco, що є підґрунтям тяжкого клінічного перебігу.

ЛІТЕРАТУРА

1. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: Національна доповідь України. – К.: КІМ., 2011. – 356 с.
2. Лихтарев І.А., Ковган Л.Н. Структура источника аварийного облучения и вовлеченные в аварию контингенты // Медицинские последствия аварии на Чернобыльской атомной станции. В 3-х книгах. - К., 1999. - Книга 1. Эпидемиология медицинских последствий аварии на Чернобыльской АЭС / Ред. В.А.Бузунов, И.А.Лихтарев. - С. 7- 9.
3. Кутьков В.А., Дементьев С.М., Гусев И.А. Дозы внутреннего облучения у лиц, участвовавших в апреле-мае 1986 г. в ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС // Медицинская радиология. – 1996. – Т. 41, № 3. – С. 24-31.
4. Чумак В.В., Шолом С.В. Облучение ликвидаторов // Медицинские последствия аварии на Чернобыльской атомной станции. В 3-х книгах. – К.: Медэкол, 1999. – Книга 1. Эпидемиология медицинских последствий аварии на Чернобыльской АЭС / Ред. В.А.Бузунов, И.А.Лихтарев. - С. 41-48.
5. Medical radiological consequences of the Chernobyl catastrophe in Russia: estimation of radiation risk / V.Ivanov, A.Tsyb, S.Ivanov, V.Pokrovsky. – St. Petersburg: Nauka, 2004. – 338p.
6. Чучалин А.Г., Черняев А.Л., Вуазен К. Патология органов дыхания у ликвидаторов аварии на Чернобыльской АЭС. - М.: Грантъ, 1998. – 272 с.
7. Хронічні неспецифічні захворювання легень у ліквідаторів наслідків Чорнобильської катастрофи/ Терещенко В.П., Сушко В.О., Піщиков В.А., Серета Т.П., Базика Д.А. / Під ред. В.П.Терещенко, В.О.Сушка. – К.: Медінформ, 2004. – 252 с.
8. Bronchopulmonary pathology [Text] / V. Sushko, D. Bazyka, L. Shvayko, V. Tereshenko, K. D. Bazyka, E. Apostolova, A. Riazhska // Health effects of the Chornobyl accident – A quarter of Century Aftermath / Eds. : A. Serdjuk, V. Bebashko, D. Bazyka, S. Yamashita. – Kyiv: DIA, 2011. – Chp. 15. – ISBN 978-966-8311-78-9. – P. – 434-450.
9. Результати довготривалих досліджень впливу іонізуючого опромінення інгаляційного надходження на бронхолегеневу систему в умовах аварії на Чорнобильській АЕС [Текст] / В. О. Сушко, Л. І. Швайко, А. А. Чумак, С. Ю. Нечаєв, К. Д. Базика, О. С. Коваленко, В. П. Терещенко, А. С. Рязьська, О. В. Апостолова// Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 1986–2011 : монографія [Текст] / за ред. : А. М. Сердюка, В. Г. Бебешка, Д. А. Базики. – Тернопіль : ТДМУ, 2011. – Розділ 3.4.2. – ISBN 978-966-673-174-9. – С. 460–506.
10. Эпидемиология неопухолевых болезней участников ликвидации последствий Чернобыльской аварии / В.А.Бузунов, Н.П.Страпко, Е.А.Пирогова, Л.И.Красникова, Г.И.Картушин, Ю.С.Войчулене, Т.Е.Домашевская // Международный журнал радиационной медицины. – 2001. – Т. 3, № 3-4. – С. 9-25.

11. Relationship between COPD and gastroesophageal reflux in liquidators of the Chernobyl catastrophe / E.A.Sarkisova, V.A.Sushko, A.S.Riazhska, G.A.Nezgovorova // Abstracts of the 14th ERS Annual Congress Glasgow, UK, September 4-8, 2004. – Eur. Resp. J. – 2004 (Sept.). – Vol. 24, Suppl. 48. – 63s (P509).
12. Роль цитомегаловірусної інфекції в патогенезі хронічних захворювань бронхолегочної системи у учасників ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС / А.А.Чумак, В.А.Сушко, Н.В.Беляєва, І.В.Абраменко, Бойченко П.К. // Український пульмонологічний журнал. – 2004. – № 1. – С. 44-47.
13. Shvayko L.I., Sushko V.A. Endoscopic monitoring of bronchopulmonary system in liquidators of Chernobyl catastrophe, suffering from chronic obstructive pulmonary disease // 11th ERS Annual Congress Berlin, Germany, September 22-26, 2001 (Abstracts) / European respiratory journal. – 2001. – Vol. 18, Suppl. 33. – P 391s. – P2671.
14. Sushko V.A., Tereshchenko V.P., Segeda T.P., Relationship of endoscopic and morphologic findings in COPD-patients – clean-up workers of the Chernobyl NPP accident (long-term study) // Abstracts of the 15th ERS Annual Congress Copenhagen, Denmark, September 17-21, 2005. – Eur. Resp. J. – 2005 (Sept.). – Vol. 26, Suppl. 49. – 678s (P4298).
15. Histological changes of bronchial mucous membrane / V.P.Tereshchenko, V.A.Sushko, T.P.Segeda, V.A.Poljakova, E.S.Samuseva // in Chapter 11 Respiratory system // Health effects of Chernobyl accident:/ Monographs in 4 parts / Ed. A.Vazianov, V.Bebeshko, D.Bazyka. – ISBN 966-8311-01-9 - Kyiv: DIA, 2003. – P. 232-240.
16. Comparative analysis of surface antigen expression and DMA content in circulating, tissue and bronchoalveolar lavage lymphocytes in patients with COPD after radiation exposure / D.A.Bazyka, N.V.Belyeva, V.A.Sushko, L.I.Lobortas, V.A.Polakova // 12th ERS Annual Congress Stockholm, Sweden, September 14-18, 2002 (Abstracts) / European respiratory journal. – 2002. – Vol. 20, Suppl. 38. – P. 309s. – P1941.
17. Бази́ка К. Д. Клініко-функціональні особливості хронічного обструктивного захворювання легень у учасників ліквідації аварії на ЧАЕС у віддаленому післяаварійному періоді: автореф. дис. ... канд. мед. наук : 14.01.27 / Нац. ін-т фтизіатрії і пульмонології ім. Ф. Г. Яновського НАМН України, Нац. наук. центр радіац. медицини НАМН України. - К., 2013. - 23 с.
18. Инвазия микроорганизмов в слизистую оболочку бронхов ликвидаторов последствий аварии на Чернобыльской АЭС / В.А.Полякова, В.А.Сушко, В.П.Терещенко, Д.А.Базыка, О.М.Головня, Г.А.Рудаевская // Микробиол. журнал. – 2001. - ISSN 0201-8462. – Т. 63, №1. – С.41-50.

УДК 577.121:599.323.4:612.82:612.014.48

ВНЕСОК ОКСИДАНТНОЇ КОМПОНЕНТИ У ВЗАЄМОДІЮ ВПЛИВУ СТРЕСУ ТА ІОНІЗУВАЛЬНОГО ОПРОМІНЕННЯ НА РІЗНІ ТИПИ ПОВЕДІНКОВИХ РЕАКЦІЙ ЩУРІВ ЗА УМОВ СТРЕСОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ ПІСЛЯ ГОСТРОГО ОПРОМІНЕННЯ В ДОЗАХ 0,5 ТА 1,0 ГР ШЛЯХОМ ЗАСТОСУВАННЯ РЕЧОВИН З АНТИОКСИДАНТНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ

Варецький В.В., **Ракочі О.Г.**, Тукаленко Є.В., Тубальцева І.М., Дмитрієва І.Р., Шелковський М.В.,
Талько В.В.

Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України»

Дослідження впливу чинників Чорнобильської катастрофи показують, що посттравматичне стресове порушення після радіаційної аварії характеризується одночасною психопатологією, нейрокогнітивним дефіцитом та церебросудинною патологією з підвищеним ризиком церебрального атеросклерозу та інсульту [1], хронічне опромінення ¹³⁷Cs спричиняє як захворювання нервової системи і психічні розлади у людини, що призводять до збільшення випадків самогубства, так і зміну місць гніздування, зменшення ефективності висиджування та плодючості у птахів, що живуть у чорнобильській зоні [2].

У той час як помітні ушкодження тканини звичайно спостерігаються після відносно великих доз випромінювання, когнітивні порушення можуть спостерігатися після менших доз. Механізми, що

відповідають за когнітивне ураження, не є добре зрозумілими, але до них може належати нейрогенез, процес, на який впливають фактори мікрооточення, включаючи оксидативний стрес та запалення. Окрім того, ураження нейронів, або безпосереднє, або опосередковане оточенням, може мати глибокий вплив на когнітивну функцію [3]. Оксидативний стрес, що призводить до утворення реактивних сполук кисню та запалення, відповідає за багато форм ушкодження клітин та молекул, таких як порушення функції мітохондрій, ушкодження ДНК та окиснення білків, вуглеводів та ліпідів [4]. Було показано високу чутливість нейрональних стовбурових клітин людини до низьких доз випромінювання. Тривалі розлади у мікросередовищі ЦНС, що зумовлюються оксидативним стресом, можуть порушувати функціональність нейрональних стовбурових клітин [5].

Неодноразово висловлювалося припущення, що невідповідність отриманих доз та медичних наслідків, зокрема нейропсихічних наслідків, зумовлюється передусім комбінованим впливом низки стресорів, - пов'язаних та непов'язаних із Чорнобилем. В наших попередніх дослідженнях показано, що, якщо інші стресори й роблять внесок в порушення вищої нервової діяльності тварин, то їхній вплив істотним чином модифікується саме радіаційним чинником. Незважаючи на досить велику кількість та тривалий час досліджень комбінованої дії іонізуючого випромінювання та різних стресорів, включаючи і наші попередні дослідження [6, 7], закономірності та механізми цієї взаємодії залишаються малозрозумілими.

Невирішеність низки питань стосовно як ізольованого впливу іонізуючого випромінювання на мозок, так і його комбінованого впливу з іншими стресовими чинниками, неоднозначність результатів застосування антиоксидантної терапії з одного боку і виключно велика медично-соціальна значущість порушень з боку центральної нервової системи та вищої нервової діяльності з іншого боку зумовлюють актуальність експериментальних досліджень як ізольованого, так і комбінованого з іншими стресовими чинниками впливу іонізуючого випромінювання на поведінку тварин, що проводяться нами. Важливість та актуальність цих досліджень зокрема відмічається і в роботі [2]: «Поведінка представляє інтеграцію усіх анатомічних та фізіологічних процесів, що відбуваються в організмі. Порівняно з іншими біологічними показниками вплив забруднювачів на поведінку вивчався лише в кількох роботах. Проте поведінкові зміни представляються ідеальними для оцінювання впливу забруднювачів на тваринні популяції, оскільки поведінка поєднує фізіологічні функції з екологічними процесами. Зміна поведінкових реакцій може мати тяжкі наслідки для виживання індивідумів та популяцій деяких видів. Порушення поведінки можуть зумовлюватися кількома первинними механізмами: порушенням нейросенсорної активності та ендокринної системи або оксидативними та метаболічними порушеннями...».

Метою даного дослідження було визначення зміни поведінкових реакцій щурів під впливом нерадіаційного стресу за умов попереднього опромінення в дозах 0,5 та 1,0 Гр на тлі застосування речовин з антиоксидантними властивостями.

Для досягнення поставленої мети оцінювали функціональний стан вищої нервової діяльності щурів за умов впливу одноразового γ -опромінення в дозах 0,5 Гр та 1,0 Гр (джерело ^{60}Co) та дозованого стресу (20-хвилинне перебування в камері, на підлогу якої подається напруга, що зумовлює вплив на тварину 0,8 мА струму) перед кожним тестуванням та їхнього комбінованого впливу. Окрім того, реакції вищої нервової діяльності за умов комбінованого впливу іонізуючого випромінювання та стресу досліджували на тлі застосування речовин з антиоксидантними властивостями, які вводили до раціону тварин протягом усього часу експерименту починаючи за два тижні до опромінювання. Стан вищої нервової діяльності тварин оцінювали шляхом дослідження умовно-рефлекторної поведінки тварин з різним стресовим навантаженням тестування та завданням різної складності (човникова камера – негативне підкріплення та скіннерівська камера – позитивне підкріплення), а також спонтанної поведінки (відкрите поле).

Раніше нами було показано, що дозова залежність функціонального стану вищої нервової діяльності щурів за показниками активного уникання у човниковій камері має складний нелінійний характер [8]. Залежність функціонального стану вищої нервової діяльності щурів характеризується нестійким пригніченням в діапазоні доз від фонових до приблизно 1,0 Гр з мінімумом в області 0,5 Гр. Це пригнічення змінюється активацією з максимумом в області 2 – 3 Гр, її поступовим зменшенням та черговим пригніченням в області доз більших за 4 Гр. Якісно такий характер залежності показників активного уникання добре відтворювався та неодноразово спостерігався в багатьох наших дослідженнях. Проте кількісні значення характерних точок – мінімумів, максимумів, перетинів з віссю абсцис – є досить лабільними і залежать від умов певного дослідження: потужності дози, пори року, вихідного стану тварин. Більш того, саме пригнічення вищої нервової діяльності в діапазоні малих доз є нестабільним, – на його тлі можуть спостерігатися спалахові сплески активності.

У даному дослідженні були використані невеликі дози 0,5 Гр та 1,0 Гр, за яких може спостерігатися певне пригнічення вищої нервової діяльності тварин або видима відсутність ефектів ізолюваного опромінювання. За умов тестування в човникових камерах, що характеризується сильним негативним безумовним стимулом (електричний струм), вплив цих доз охоплював, головним чином, перехідні процеси (процеси навчання), що великою мірою залежать від пластичності мозку, а саме, спостерігалось збільшення кількості випадків відсутності реакції, особливо на початку тестування, зменшення кількості спроб до останньої міжсигнальної реакції, збільшення кількості спроб до появи першого умовного рефлексу, а також тимчасові тенденції до збільшення кількості міжсигнальних реакцій на початку тестувань, зменшення кількості умовних рефлексів у певні проміжки тестування. Ці зміни поведінки тварин вказують на пригнічення вищої нервової діяльності з деякими елементами підвищеної збудженості, що певною мірою зберігалось протягом усього часу тестування (31 доба) після опромінення. Відповідно до наведеної вище загальної характеристики дозової залежності за умов опромінення в дозі 1,0 Гр виразність ефектів була меншою, ніж за дози 0,5 Гр. Це підтверджує нестійкий характер пригнічення вищої нервової діяльності при дозі 0,5 Гр, яке із збільшенням дози переходить в активацію, причому доза в 1,0 Гр є перехідною. За цієї дози може спостерігатися як деяке пригнічення вищої нервової діяльності, так і стимуляція або взагалі відсутність видимих ефектів.

Дослідження у скіннерівській камері, що порівняно з човниковою камерою характеризується, з одного боку, більш складним рівнем завдання, а з іншого – меншим стресовим навантаженням самого тестування, дало дещо відмінні результати. В цьому випадку опромінення також більшою мірою впливало на перехідні процеси (навчання), але у даному разі вони переважно відображали підвищену збудженість тварин, що проявлялася як збільшення кількості зайвих натиснень на педаль та збільшення кількості умовних рефлексів лише під час четвертого тестування на 16 добу після опромінення в дозі 0,5 Гр. Загалом за умов меншого додаткового стресового навантаження в камері Скіннера опромінення за даних умов експерименту призводило до підвищеної збудженості тварин, що здебільшого не супроводжувалася підвищенням результативності і збільшувалось протягом усього часу тестування (23 доби після опромінення). Знову ж таки, як і під час тестування в човникових камерах, виразність ефектів була більшою при дозі 0,5 Гр.

Загалом вплив одноразового опромінення в дозі 0,5 Гр за умов даного експерименту можна охарактеризувати як помірний, але тривалий, що у разі значного стресового навантаження (тестування у човникових камерах) призводить до пригнічення вищої нервової діяльності тварин з ознаками підвищеної збудливості та підвищеної втомлюваності, а у разі позитивного підкріплення (з меншим стресовим навантаженням у камері Скіннера) призводить до деякого підвищення збудливості тварин. Цікаво відмітити, що шістдесят відсотків пацієнтів повідомляли про втому під час та після радіотерапії [9]. Більш того, було показано, що іонізуюче випромінювання в малій дозі швидко активує нейроімунну систему, а це може призводити до раннього розвитку втомоподібних симптомів мишей [10]. Якісно такий самий характер змін у вищій нервовій діяльності щурів спостерігається і за дози 1,0 Гр, але виразність цих змін була дещо меншою. Більшою мірою опромінення в застосованих дозах впливало на перехідні процеси, процеси навчання, що найбільше залежать від пластичності центральної нервової системи.

Повторні стресування (вплив електричного струму 0,8 мА – фут-шок протягом 20 хв) призводили до пригнічення вищої нервової діяльності тварин за показниками активного уникання в човниковій камері, що проявлялося як збільшення кількості спроб до першої міжсигнальної реакції, збільшення кількості спроб до появи першого умовного рефлексу, збільшення кількості випадків відсутності реакції, зменшення кількості спроб до останньої міжсигнальної реакції, але виразність цього пригнічення зменшувалася від першого до четвертого стресування, а після четвертого стресування навіть з'являлися ознаки певної активації вищої нервової діяльності – зменшення латентного періоду умовної реакції, збільшення кількості умовних рефлексів. Такий самий стресовий вплив загалом зумовлював підвищену збудливість щурів в камері Скіннера, що не сприяла результативності, а, навпаки, навіть супроводжувалася зменшенням кількості умовних рефлексів після третього стресування. Підвищена активність після восьми сеансів стресування тварин спостерігалася і в тесті відкритого поля.

Таким чином, за умов даного експерименту вплив іонізуючого гострого опромінювання в дозах 0,5 Гр і 1,0 Гр та повторюваного нерадіаційного стресу (електричний струм 0,8 мА) призводили до якісно подібних змін вищої нервової діяльності тварин. Проте слід відзначити, що вплив іонізуючого опромінення був значно більш стійким: його наслідки тривали щонайменше протягом 31 доби після

впливу, тоді як наслідки стресового впливу зменшувалися, навіть за умов стресування перед кожним наступним тестуванням.

Комбінований вплив одноразового опромінення в дозі 0,5 Гр та 1,0 Гр з наступним повторюваним стресовим впливом призводить до деякого пригнічення поведінки тварин в тесті активного уникання у човниковій камері, що теж головним чином охоплює перехідні процеси (збільшення кількості спроб до першого умовного рефлексу, зменшення кількості спроб до останньої міжсигнальної реакції, зменшення кількості умовних рефлексів за треті 25 спроб). Звертає на себе увагу протилежний характер модифікації ефектів іонізуючого випромінювання нерадіаційним стресом при дозах 0,5 Гр та 1,0 Гр. В першому випадку виразність ефектів зменшується, тоді як в другому, коли вплив самого іонізуючого випромінювання був незначним, навпаки, істотно зростає. Комбінований вплив не є адитивним, – суттєву роль відіграє взаємодія впливів досліджуваних чинників, що часто виявлялася достовірною навіть тоді, коли достовірним був вплив лише одного з досліджуваних чинників. Спрямованість впливу взаємодії завжди була протилежною до спрямованості впливу опромінювання та стресу, а модуль коефіцієнта регресії при взаємодії був близьким до значень модулів коефіцієнтів впливу опромінення та стресу, що певною мірою зменшувало вплив цих чинників. Тобто, можна сказати, що обидва чинники призводять до погіршення досліджуваних показників, зменшення активності тварин, тоді як комбінований вплив цих чинників більшою чи меншою мірою компенсує ці зміни.

Комбінований вплив опромінення та стресу здебільшого зменшує ізольований вплив цих чинників на показники активності тварин в тесті відкритого поля, але за певних умов іонізуюче випромінювання може істотно модифікувати вплив стресу, збільшуючи відчуття стривоженості.

Порівняння впливу іонізуючого випромінювання та стресу з додатковими антиоксидантами та без них показує, що за даних умов застосування антиоксидантів вони справляють помірний позитивний вплив при дозі 1,0 Гр + стрес та не модифікують, а іноді навіть посилюють вплив дози в 0,5 Гр + стрес за показниками активного уникання в човникових камерах.

Збагачення раціону тварин антиоксидантами у разі комбінованого впливу одноразового опромінення в дозі 0,5 Гр, 1 Гр та повторюваного стресового впливу (електрошок) мало неоднозначний вплив на стан вищої нервової діяльності тварин. За умов дослідження активного уникання, що супроводжується найбільшим додатковим стресовим навантаженням і більшою мірою зазнає вплив досліджуваних чинників, додаткові антиоксиданти справляли позитивний вплив на стан вищої нервової діяльності за умов опромінення в дозі 1,0 Гр, але при дозі 0,5 Гр не давали позитивного ефекту, а в деяких випадках застосування антиоксидантів при опроміненні в дозі 0,5 Гр та стресі спричиняє погіршення показників активного уникання. При дослідженні умовно-рефлекторної поведінки тварин з позитивним підкріпленням (менше стресове навантаження тестування) збагачення раціону тварин антиоксидантами не мало значного позитивного впливу при дозі 0,5 Гр, а в деяких випадках навіть підсилювало негативний вплив опромінення та стресу, при дозі опромінення 1,0 Гр в багатьох випадках підсилювався вплив комбінованого впливу опромінення та стресу. Збагачення раціону тварин антиоксидантами при опроміненні в дозі 0,5 Гр дещо підвищувало тривожність, при дозі 1,0 Гр підвищувало спонтанну локомоторну активність тварин.

Результати порівняння значень та вірогідності коефіцієнтів регресії при взаємодії впливів іонізуючого випромінювання та нерадіаційного стресу без та з додатковими антиоксидантами в раціоні щурів показали істотне зменшення внеску взаємодії при наявності додаткових антиоксидантів. Саме цим і пояснюється погіршення показників поведінки щурів, оскільки, як це відмічалось вище, коефіцієнт при взаємодії завжди мав протилежний знак до коефіцієнтів при опроміненні та стресі. Зменшення внеску взаємодії (зменшення модуля коефіцієнта регресії) у разі збагачення раціону тварин антиоксидантами вказує на істотну роль вільних радикалів в реалізації взаємодії між впливами досліджуваних чинників. Для реалізації взаємодії вільнорадикальних процесів, що зумовлюються різними чинниками, необхідною умовою є їхня структурна локалізація, тобто ці процеси мають бути поєднані просторово і в структурах, що пов'язані з поведінкою.

В останні роки поглиблюється розуміння подвійної ролі вільних радикалів в живих організмах. З одного боку, як це й традиційно вважалося, вільні радикали відіграють руйнівну роль, уражаючи клітини, в першу чергу їхні мембранні біліпідні шари. Цим зумовлюється їх вкрай негативна роль при багатьох захворюваннях, вікових змінах організму, зокрема таких захворюваннях, як захворювання Альцгеймера. З другого боку, вільні радикали відіграють виключно важливу сигнальну роль – роль тригера, що запускає фізіологічні механізми захисту живого організму від впливу чинників навколишнього середовища, зокрема іонізуючого випромінювання та стресу, вплив яких супроводжується так званим оксидативним стресом. Рівновага між сигнальними функціями та

ефектами ушкодження активними сполуками кисню представляється найбільш важливим чинником, що вирішує долю клітини ссавця за умов оксидативного стресу після впливу іонізуючого випромінювання [11]. Саме ця подвійна роль вільних радикалів і зумовлює характер встановленої у даному експерименті залежності доза-ефект. Зменшення активності при малих дозах зумовлюється ушкодженням, що його спричиняє відносно невеликий надлишок вільних радикалів. Подальше підвищення активності з певною перекомпенсацією зумовлюється включенням ендogenous захисних, зокрема гормональних, механізмів, що запускаються вільними радикалами, коли їхні концентрації досягають певного рівня. Подальший спад активності зумовлюється виснаженням захисних механізмів організму та неконтрольованим накопиченням вільних радикалів. В цьому контексті варто відмітити, що роль вільних радикалів, а отже і антиоксидантів, в живих організмах є значно більш складною і далекою від повного розуміння. Сучасні дослідження вказують на відсутність простого зв'язку між зменшенням рівню нейрогенезу після опромінення та когнітивною функцією. Зв'язок між оксидативним стресом та когнітивною функцією також може бути складним, оскільки оксидативний стрес є необхідним для навчання та пам'яті і може бути корисним як частина адаптивної реакції на виробітку умовного рефлексу [12].

Наші дослідження показують, що взаємодія впливу іонізуючого випромінювання та інших стресорів, принаймні на вищу нервову діяльність, значною мірою опосередковується саме вільнорадикальними процесами. Цілком зрозумілим є і подвійний результат впливу уведення до раціону тварин додаткових речовин з антиоксидантними властивостями на взаємодію впливів іонізуючого випромінювання та стресу. Зменшуючи концентрації вільних радикалів, коли їх сумарна концентрація внаслідок впливу двох досліджуваних чинників не досягає рівня, що зумовлює максимум начального пригнічення вищої нервової діяльності, антиоксиданти будуть відповідно зменшувати сумарний ефект. В області більших концентрацій вільних радикалів, якій саме і відповідають дані дослідження (0,5 Гр + стрес та 1,0 Гр + стрес), в залежності від реальної сумарної концентрації вільних радикалів їх зменшення під впливом додаткових антиоксидантів може зменшувати взаємодію, що має протилежну спрямованість до ізолюваного впливу досліджуваних чинників, зумовлюючи результуюче збільшення ефекту впливу іонізуючого випромінювання та стресу.

ВИСНОВКИ

1. За умов повторюваного стресового навантаження після гострого гама-опромінення щурів в дозах 0,5 Гр та 1,0 Гр взаємодія впливу стресу та іонізуючого опромінення значною мірою реалізується за участю вільних радикалів, що супроводжують та опосередковують вплив цих чинників на вищу нервову діяльність.

2. Результат ізолюваного впливу як стресу (електричний шок), так і гострого гамма-опромінення щурів в дозах 0,5 Гр та 1,0 Гр на вищу нервову діяльність залежить від додаткового стресового навантаження дослідження. Він проявляється як пригнічення вищої нервової діяльності, що супроводжується головним чином гальмуванням перехідних процесів (навчання) при виробленні умовних рефлексів на негативний потужний стресор або підвищеною збудливістю при виробленні умовних рефлексів на позитивний стимул та при спонтанній активності.

3. Комбінований вплив іонізуючого опромінення та нерадіаційного стресу має неадитивний характер, при чому взаємодія за умов даного дослідження має протилежну спрямованість, зменшуючи загальний вплив.

4. За умов застосованого в даному дослідженні стресового навантаження після гострого опромінення щурів в дозах 0,5 Гр та 1,0 Гр збагачення раціону речовинами з антиоксидантними властивостями, зменшуючи концентрацію вільних радикалів, здебільшого зумовлює зменшення внеску взаємодії впливу стресу та опромінення, відповідно зменшуючи сигнальну роль вільних радикалів, гальмуючи залучення ендogenous захисних механізмів та збільшуючи негативні наслідки.

5. Одержані результати вказують на подвійну роль як вільних радикалів, так і антиоксидантів, що зумовлює необхідність ретельного обґрунтування, відповідного дозування та індивідуального підходу при додатковому їх уведенні до раціону в залежності від дозового та стресового навантаження.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Loganovsky, K. Cerebral basis of posttraumatic stress disorder following the Chernobyl disaster / K. N. Loganovsky, N. A. Zdanevich // CNS Spectr. – 2013. – Vol. 18, N 2. – P. 95–102.
2. Gagnaire, B. The effects of radionuclides on animal behavior / B. Gagnaire, C. Adam-Guillermin, A. Bouron, P. Lestaevl // Rev. Environ. Contam. Toxicol. – 2011. – Vol. 210. – P. 35–58.

3. Fike, J. R. Physiopathology of radiation-induced neurotoxicity / J. R. Fike // *Rev Neurol. (Paris)*. – 2011. – Vol. 167, N 10. – P. 746–50.
4. Huang, T. T. Oxidative stress and adult neurogenesis – effects of radiation and superoxide dismutase deficiency / T. T. Huang, Y. Zou, R. Corniola // *Semin. Cell Dev. Biol.* – 2012. – Vol. 23, N 7. – P. 738–44.
5. Acharya, M. M. Consequences of ionizing radiation-induced damage in human neural stem cells / M. M. Acharya, M. L. Lan, V. H. Kan, N. H. Patel, E. Giedzinski, B. P. Tseng, C. L. Limoli // *Free Radic. Biol. Med.* – 2010. – Vol. 49, N 12. – P. 1846–55.
6. Вивчення залежності чутливості вищої нервової діяльності щурів до нерадіаційного стресу від попереднього впливу іонізуючого опромінення: звіт про НДР (заключ.) : № 471 / ДУ «НЦРМ НАМН України» ; кер. Тально В. В. ; виконав.: Варецький В. В. [та ін.]. – Київ, 2011. – 106 с. – № ДР 0109U001564.
7. Дослідження оксидантних механізмів комбінованого впливу іонізуючої та неіонізуючої радіації на стан вищої нервової діяльності тварин : звіт про НДР (заключ.) : № 364 / ДУ «НЦРМ НАМН України» ; кер. Тально В. В. ; виконав.: Варецький В. В. [та ін.]. – Київ, 2005. – 125 с. – № ДР 0103U001412.
8. Tkalenko, E.V. Effects of nonlethal doses of ionizing radiation upon instrumental behavior of rats / E.V. Tkalenko, V.V. Varetsky, O.G. Rakochi, I.R. Dmitrieva, M.U. Makarchuk // *Int. J. Low Radiation*. – 2007. – Vol. 4, No 3. – P. 232-247.
9. Fatigue during chemoradiotherapy for nasopharyngeal cancer and its relationship to radiation dose distribution in the brain [Electronic resource] / C. Powell, U. Schick, J. P. Morden [et al.] // *Radiother. Oncol.* – 2013. Article ID pii: S0167-8140(13)00324-1. doi: 10.1016/j.radonc.2013.06.042. – Mode of access : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23953411>.
10. York, J. M. The biobehavioral and neuroimmune impact of low-dose ionizing radiation / J. M. York, N. A. Blevins, D. D. Meling, M. B. Peterlin, D. S. Gridley, K. A. Cengel, G. G. Freund // *Brain Behav. Immun.* – 2012. – Vol. 26, N 2. – P. 218–27.
11. Szumiel, I. Radiation hormesis: Autophagy and other cellular mechanisms / I. Szumiel // *Int. J. Radiat. Biol.* – 2012. Vol. 88, N 9. – P. 619–28.
12. Weidenfeld, J. Delayed effects of brain irradiation – part 1: adrenocortical axis dysfunction and hippocampal damage in an adult rat model / J. Weidenfeld, T. Siegal, H. Ovadia // *Neuroimmunomodulation*. – 2013. – Vol. 20, N 1. – P. 57–64.

УДК:628.39+546.36

ДЕСОРБЦИЯ ЦЕЗИЯ С МОНТМОРИЛЛОНИТА С ОСАЖДЕННЫМИ НА ЕГО ПОВЕРХНОСТИ ГУМИНОВЫМИ КИСЛОТАМИ И ГИДРОКСИДАМИ ЖЕЛЕЗА

В.М. Федорова, С.А. Кобец

Институт коллоидной химии и химии воды им. А.В.Думанского НАН Украины, г.Киев

Известно, что почвы, в отличие от других компонентов окружающей среды (воздух, вода), где возможность самоочищения от загрязняющих веществ, в т.ч. радионуклидов, выше, являются аккумулятором и депонентом с очень слабой самоочищающей способностью. В то время как масштабы техногенной эмиссии радионуклидов в природную среду постоянно возрастают, последствия загрязнения ими почв, по-прежнему, очень трудно устранимы. Поэтому вопросы дезактивации почв остаются важными практически для всех развитых стран, использующих ядерную энергетику, поскольку с каждым годом роль АЭС, как источника электроэнергии, возрастает. Целый ряд катастроф техногенного и антропогенного характера с выбросом радиоактивных элементов из хранилищ радиоактивных отходов, при аварийных и «штатных» ситуациях на АЭС как в бывшем СССР, так и в зарубежных странах (Франция, США, Испания, Япония) подтверждает актуальность исследований поведения долгоживущих радионуклидов в различных объектах окружающей среды с целью их дезактивации. Детально вопросы важности безопасности атомной энергетики, создания

реального механизма ее обеспечения, необходимости и умении извлекать уроки Чернобыля обсуждены в [1].

Вместе с радионуклидами в почву могут попадать различные вещества, способные связывать радионуклиды, и тем самым изменять миграционную подвижность последних. Вопросам ассоциации радионуклидов с компонентами почв, распределению их по фракциям методом последовательного выщелачивания различными реагентами уделено в литературе достаточно много внимания. На основе полученных данных авторами указанных работ оценивалась прочность иммобилизации радионуклидов с почвами в зависимости от их агрохимических свойств, определялась доля подвижных – водорастворимых и обменных форм радионуклидов, наиболее доступных для растений. Кроме того, такие формы радионуклидов могут попадать в грунтовые воды, с дождевыми потоками – в поверхностные, зачастую использующиеся в качестве источников питьевого водоснабжения, а со временем накапливаться в донных отложениях [2]. В большинстве случаев подвижные формы и ассоциированные с компонентами почв устанавливают путем определения водорастворимой доли (дистиллированная вода), обменной и легкорастворимой (1 М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, pH 4,8 или pH 7), подвижной (1 М HCl), связанной с органическим веществом почвы (1М NaOH) и кислоторастворимой (6 М HCl). Некоторые авторы [2, 3] используют модифицированные схемы выщелачивания Tessier, позволяющие определить часть радионуклидов, фиксированных аморфными полуторными окислами Fe и Al, используя раствор Тамма [3]. Фракцию радионуклидов, связанную с несиликатными соединениями железа, выделяют обработкой 0,1 моль/дм³ растворами цитрата и гидрокарбоната натрия при pH 7,3 [2] с последующим добавлением 0,2 моль/дм³ гидросульфата натрия. Последовательное фракционирование почв является важным для определения фиксированной доли радионуклидов и подвижных, в т.ч. потенциально подвижных форм, что позволяет выбрать наиболее эффективные и в то же время щадящие методы дезактивации грунтов. Выбор способов дезактивации почв, не наносящих существенного вреда окружающей среде, несмотря на многообразие схем, выщелачивающих реагентов все еще остается весьма актуальным. В большинстве случаев авторы определяют растворимые формы радионуклидов в разных концентрационных условиях, выбор которых не обосновывается (не приводятся зависимости влияния pH, концентрации выщелачивающих реагентов, а также состава раствора при совместном использовании нескольких реагентов на долю той или иной формы радионуклидов). Некоторые авторы, исследуя возможность реабилитации радиоактивных земель, рассматривают влияние на подвижность радионуклидов гумусовых веществ, где до сих пор нет единого мнения о таком «неспецифическом» взаимодействии [4].

В данной работе рассмотрены процессы очистки цезийсодержащих монтмориллонитовых образцов с осажденными на поверхности минерала гуминовыми кислотами (ГК) и гидроксидами железа выщелачивающими реагентами – NH_4Cl , $(\text{NH}_4)_2\text{Ox}$, $\text{NH}_4\text{H}_2\text{Cit}$, $(\text{NH}_4)_2\text{HCit}$, а также FeCl_3 , с разной их концентрацией. Полученные результаты позволят оценить их выщелачивающую способность по отношению к цезию из его иммобилизованных форм, а также научно обосновать выбор реагентов для проведения процессов ремедиации.

Исследование десорбции Cs^+ проводилось на образцах природного монтмориллонита Черкасского месторождения (М) и на образцах монтмориллонита с осажденными на его поверхности ГК (М-ГК) и гидроксидами железа(III) (М-Fe) с массовой долей 5 %, т.е. 50 мг ГК или $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (по металлу) на 1 г образца. Вышеуказанные образцы загрязняли цезием при pH суспензии $\approx 6,0$ – области наиболее высокой сорбции, из расчета 21 мг Cs^+ /г сорбента. Количество Cs^+ в образцах после сорбции контролировалось по содержанию его в равновесном растворе, а в исходном – концентрация задавалась расчетом навески монтмориллонита и количества цезия, введенного в суспензию глинистого минерала. Кроме того, содержание Cs^+ в образце определялось путем выщелачивания навески 1,000 г загрязненного образца 50 мл 6 М раствора азотной кислоты с промывкой дистиллированной водой и последующим определением количества вымытого цезия атомно-абсорбционным методом на спектрофотометре «С-115-М1» при длине волны $\lambda=852,1$ нм.

Растворы цезия были приготовлены из соли CsCl . Исходные растворы хлорида железа(III), солей аммония – хлорида, оксалата, а также одно- и двухзамещенного цитрата, готовили из навесок соответствующих реагентов. Десорбцию Cs^+ проводили в статических условиях при непрерывном встряхивании на протяжении 1 ч (объем водной фазы 50 см³, навеска пылевидного минерала с фракцией $\leq 0,25$ мм составляла 0,100 г). После установления равновесия водную фазу отделяли центрифугированием (5000 об/мин), и определяли в ней pH и равновесную концентрацию цезия.

Остаточное содержание цезия в образцах (a/a_0) рассчитывали по формуле:

$$a/a_0 = (1 - c_p \cdot \frac{V}{m \cdot a_0}) \cdot 100, (\%),$$

где a_0 – исходное содержание цезия в образце (22,5 мг/г); a – содержание цезия в образце после десорбции, мг/г; c_p – равновесная концентрации цезия, мг/дм³; V – объем водной фазы, дм³; m – навеска минерала, г.

Десорбция цезия водой. На рис. 1 показано влияние pH водного раствора ($I_{NaCl}=0,01$) на десорбцию цезия. Как видно, остаточное содержание цезия на образцах М, М-ГК в широкой области pH практически одинаково и составляет $\approx 72\%$. Для образца М высокое значение величины a/a_0 объясняется процессами сорбции, в основном, на активных центрах базальных граней, которые проявляют большее сродство к ионам цезия по сравнению с центрами боковых граней поверхности монтмориллонита. Большая величина остаточного содержания цезия для М-ГК позволяет сделать вывод о связывании его с ГК, осажденными на поверхности монтмориллонита с образованием прочных хелатных комплексов вида $[R-COOCs]$. В то же время, цезий с ферринольными группами М-Fe не дает столь прочных соединений, о чем свидетельствуют более низкое значение a/a_0 (при pH > 3,3 составляет $\approx 63\%$). Однако при pH $\approx 2,0$ Cs^+ вымывается больше ($a/a_0 \approx 35\%$) за счет растворения аморфных гидроксидов железа с поверхности монтмориллонита (как показали измерения концентрации металла в растворе после десорбции).

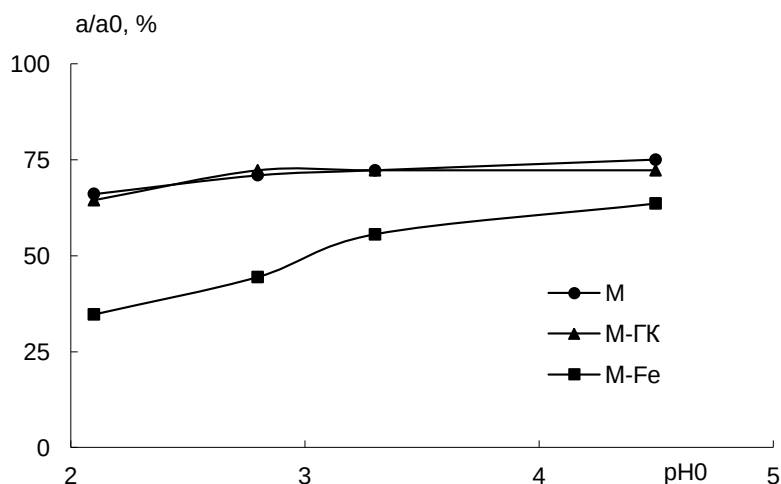


Рис. 1. Влияние pH водного раствора на десорбцию цезия, $I_{NaCl}=0,01$

Десорбция цезия хлоридами, оксалатами и цитратами аммония. На рис. 2 показана зависимость остаточного содержания цезия на поверхности исследованных образцов от концентрации выщелачивающих реагентов – NH_4Cl , $(NH_4)_2Ox$, NH_4H_2Cit , $(NH_4)_2HCit$, в растворе. Выбор аммонийных солей обусловлен высокой способностью NH_4^+ вытеснять обменные катионы (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) из почв. Оксалат- и цитрат-ионы существуют в природных объектах как продукты жизнедеятельности микроорганизмов. Как видно из рисунка 2, десорбирующие реагенты по способности вымывать цезий для исследованных образцов можно расположить в ряд: $NH_4Cl < NH_4H_2Cit < (NH_4)_2Ox < (NH_4)_2HCit$. Более высокая десорбционная способность $(NH_4)_2HCit$, чем $(NH_4)_2Ox$ обусловлена ионным обменом не только с NH_4^+ , но и, возможно, с ионами H^+ , образующимися в результате диссоциации $HCit^{2-}$. Из рисунка 2 б, г видно, что при десорбции одно- и двухзамещенными цитратами аммония $(NH_4)_2HCit$ лучше выщелачивает цезий с поверхности всех исследуемых образцов, чем NH_4H_2Cit , что свидетельствует о прямопропорциональной зависимости десорбирующей способности цитратных солей по отношению к цезию от степени их замещения ионами NH_4^+ . Следует отметить, что 0,1М $(NH_4)_2Ox$ и 0,1 М $(NH_4)_2HCit$ полностью выщелачивают цезий с образцов М-ГК и М-Fe, в то время как из М цезий вымывается выше указанными реагентами 77 и 86 % соответственно. Неполное выщелачивание цезия для М можно объяснить тем, что цезий, связанный более прочно высокоселективными центрами межслоевого пространства минерала, чем, сорбированный активными центрами боковой поверхности.

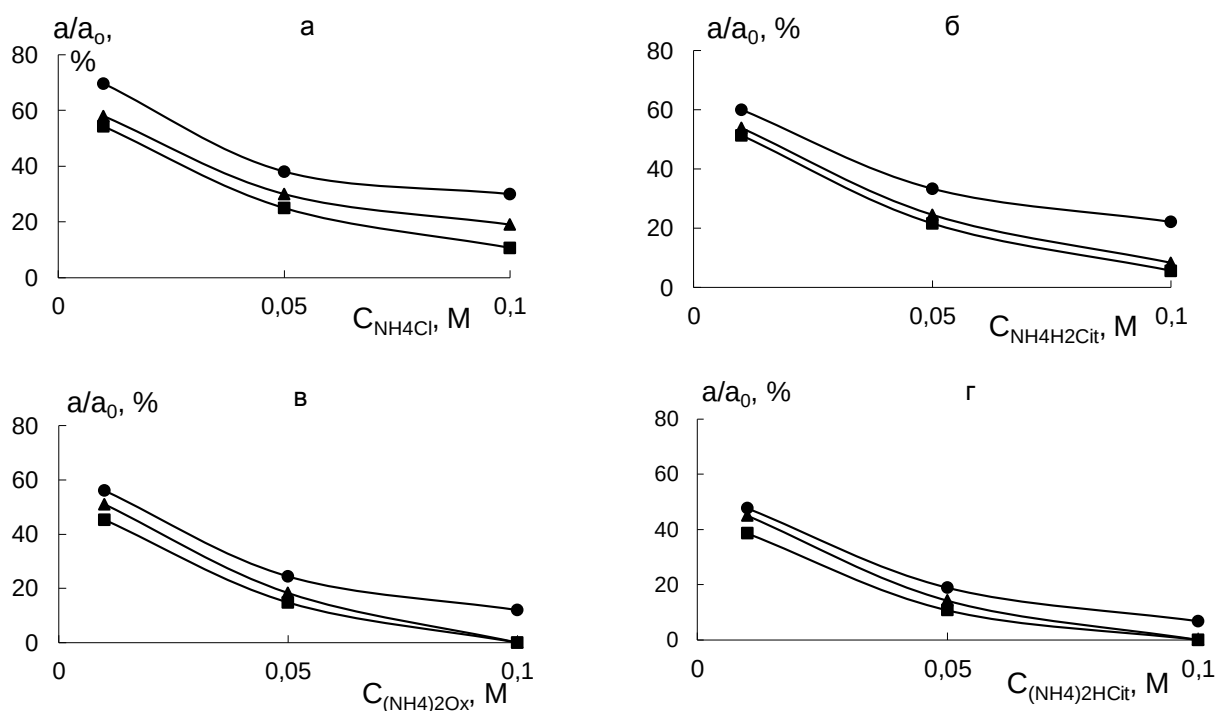


Рис. 2. Десорбция цезия NH_4Cl (а), $\text{NH}_4\text{H}_2\text{Cit}$ (б), $(\text{NH}_4)_2\text{Ox}$ (в), $(\text{NH}_4)_2\text{HCit}$ (г) с поверхности М (●), М-ГК (▲), М-Fe (■)

Десорбция цезия FeCl_3 . Для оценки эффективности солей $\text{Fe}(\text{III})$ в качестве дезактивирующего реагента исследована зависимость величины a/a_0 от концентрации FeCl_3 . Показано (табл. 1), что меньше всего цезий десорбируется с поверхности образцов М, М-ГК и больше всего с поверхности М-Fe, что подтверждает менее прочное удерживание цезия железосодержащими оксидами и гидроксидами.

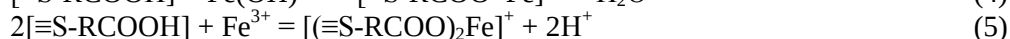
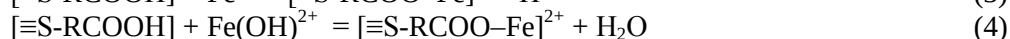
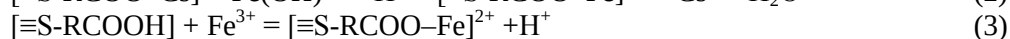
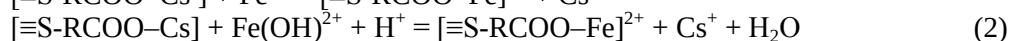
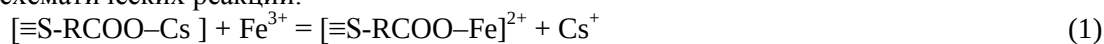
Таблица 1. Остаточное содержание цезия в образце после его десорбции растворами FeCl_3

Образец	Концентрация FeCl_3 , М			
	0,001 (pH 3,2)	0,002 (pH 2,8)	0,01 (pH 2,3)	0,05 (pH 1,8)
М	45	26,67	22,62	22,35
М-ГК	40,48	22,8	16,67	16,83
М-Fe	26,67	13,1	8,33	7,94

Увеличение концентрации FeCl_3 приводит к уменьшению остаточного содержания цезия, достигая максимальной его десорбции для всех исследованных образцов при концентрации 0,01 М. Так, с поверхности М, М-ГК, М-Fe вымывается $\approx 78, 84, 92$ % цезия, соответственно.

Десорбция цезия с поверхности М происходит за счет интенсивного вытеснения его из внешней обкладки двойного электрического слоя высокозарядным катионом $\text{Fe}(\text{III})$. Следует отметить, что в процессах десорбции цезия участвуют не только ионы Fe^{3+} , но и $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, образующиеся в результате гидролиза исходного раствора FeCl_3 . Из полученного нами распределения форм железа ($C_0 = 0,01$ М FeCl_3) показано, что при pH 2,3 основной вклад при вытеснении цезия вносят $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ и Fe^{3+} , доля которых составляет 55 и 40 % соответственно.

В результате десорбции цезия из М-ГК разрушаются его прочные комплексы с ГК, осажденными на поверхности образца, под действием сильного комплексообразователя $\text{Fe}(\text{III})$. При этом взаимодействие комплексообразователя с поверхностью данного образца можно представить в виде схематических реакций:





где $[\equiv\text{S}]$ – поверхность монтмориллонита;

$[\equiv\text{S}-\text{RCOOH}]$ – поверхность монтмориллонита с осажденными ГК;

$[\equiv\text{S}-\text{RCOO}-\text{Cs}]$ – поверхность монтмориллонита с осажденными ГК, загрязненная цезием; квадратные скобки относятся к поверхностным комплексам.

Таким образом, реакция (1) определяет непосредственно десорбцию цезия, связанного в хелатные комплексы с ГК, комплексообразователем и переход цезия в виде катиона Cs^+ ; реакция (2) описывает обмен цезия с гидрогсокомплексами железа. В работе [5] рассчитаны коэффициенты распределения железа, обменивающегося на цезий, для реакций (1), (2) и составляют 7,45 и 6,15 соответственно. С реакциями обмена железа с цезием конкурируют другие обменные реакции в кислой среде, в первую очередь процесс сорбции ионов железа ГК поверхности образца в соответствии с реакцией (3). Реакция (4) описывает сорбцию гидроксокомплексов железа осажденными на поверхности монтмориллонита ГК. Наряду с образованием поверхностного комплекса $[\equiv\text{S}-\text{RCOO}-\text{Fe}]^{2+}$ возможно связывание железа с ГК в виде комплекса $[(\equiv\text{S}-\text{RCOO})_2\text{Fe}]^+$ в соответствии с реакцией (5). Реакция (6) характеризует обмен цезия с ионами H^+ , которые образуются в результате реакций (3), (5) и оказывают конкурентное влияние на процессы десорбции.

В работе [6] для предотвращения повторной сорбции цезия после его десорбции раствором FeCl_3 используют NH_4Cl , при этом авторами отмечено, что десорбирующая способность NH_4^+ фиксировать цезий невелика. Однако исходя из приведенных нами выше экспериментальных данных (рис. 2а) видно, что при концентрации 0,1 М вымывается значительное количество цезия – $\approx 70, 81, 89 \%$ для М, М-ГК и М-Fe соответственно. Для повышения эффективности процессов десорбции использован раствор, содержащий 0,002 М Fe(III) и 0,05 М NH_4^+ (с учетом полученных зависимостей). Установлено, что смесь солей Fe(III) и NH_4^+ не проявляет эффект синергизма – значения величины a/a_0 практически не изменяются по сравнению со значениями, полученными при использовании растворов FeCl_3 (из образцов М, М-ГК и М-Fe вымывается $\approx 79, 84, 93 \%$ цезия соответственно).

Таким образом, исследована очистка цезийсодержащих образцов на основе монтмориллонита как одного из типичных глинистых компонентов почвы, на поверхности которого осаждены ГК и гидроксиды Fe(III). Установлена значительная роль природы и концентрации выщелачивающих реагентов, усиливающих подвижность радионуклидов в объектах окружающей среды. Рассмотрены особенности десорбции цезия из модельных образцов и установлены некоторые аспекты использования выбранных реагентов для этих целей. Среди изученных в этой работе реагентов для извлечения цезия из глиносодержащих почв наиболее целесообразно применение оксалатных и цитратных солей аммония, которые эффективны в нейтральной области pH, что является одним из главных условий сохранения качества почвы.

Список литературы.

1. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля: монография/Б.С.Пристер, А.А.Ключников, В.М.Шестопапов, В.П.кухарь; под ред.Б.С.Пристера; НАН Украины, Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины. -Чернобыль (Киев. обл.): Ин-т проблем безопасности АЭС, 2013.-200 с.
2. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я. Изучение форм нахождения техногенных радионуклидов ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu и ^{241}Am в донных отложениях р.Енисей// Радиохимия. –2008. – Т. 50, № 5. – С. 475-480.
3. Одинцов А.А., Саженок А.Д., Сацюк В.А. Изучение ассоциации ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{244}Cm с почвенным поглощающим комплексом почв, типичных для ближней зоны Чернобыльской АЭС// Радиохимия. –2004. – Т. 46, № 1. – С. 87-92.
4. Медведев В.П., Романов Г.Н., Базылев В.В., Клепиков А.А., Ростунова Г.А. О влиянии гумуса и аморфных оксидов алюминия и железа на подвижность цезия-137 в почвах // Радиохимия. – 1990. –Т.32, N 6. – С. 113-118.
5. Чиркст Д.Э., Чаляян К.Н., Чаляян А.Г. Термодинамическое исследование дезактивации почво, загрязненных радионуклидом ^{137}Cs в результате аварии на ЧАЭС // Радиохимия. – 1994. –Т.36, N 5. – С. 459-461.
6. Ивашкевич Л.С., Бондарь Ю.И. Влияние основных химических свойств на закрепление радионуклидов в почве// Радиохимия. –2008. – Т. 50, № 1. – С. 87-90.

ОСОБЛИВОСТІ ПЕРЕБІГУ ГІПЕРТОНІЧНОЇ ХВОРОБИ У ПРАЦІВНИКІВ ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ» ДСП ЧАЕС: РЕЗУЛЬТАТИ 3-РІЧНОГО СПОСТЕРЕЖЕННЯ

Татаренко Ольга Миколаївна

Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України»

Об'єкт «Укриття» (ОУ) - це спеціально обладнана і конструкційно спроектована споруда, яка гарантує тривалу ізоляцію радіоактивних відходів від попадання їх в біосферу. В даний час на ОУ реалізується план здійснення заходів, спрямований на перетворення ОУ в екологічно безпечну систему. Персонал на ОУ виконує поставлені виробничі завдання в умовах дії високоактивних відкритих радіонуклідних джерел іонізуючого випромінювання в приміщеннях зруйнованого 4-го блоку Чорнобильської атомної електростанції (ЧАЕС) або в безпосередній близькості до нього на радіоактивно забруднених територіях. Виконання персоналом робіт по перетворенню ОУ проводиться в умовах синергізму радіологічних та загальнопромислових ризиків, а також високої психоемоційної напруженості праці.

Широкомасштабні роботи спрямовані на перетворення ОУ ДСП ЧАЕС на екологічно безпечну систему почалися в 2004 році. До їх виконання станом на початок 2011 року було залучено більше 11 тис. людей з числа робітників різних спеціальностей, переважно жителів України, а на найближчі роки планується залучити ще 10 тис. чоловік [1].

На світовому рівні визнано, що в результаті атомної аварії на ЧАЕС пріоритетний вплив на стан здоров'я постраждалих усіх категорій належить хворобам системи кровообігу (ХСК). Встановлення залежності між дозою опромінення і патогенетичними, клінічними особливостями, захворюваністю і смертністю від ХСК залишається одним із головних наукових напрямків [2].

В дослідженнях з оцінки радіаційних ризиків ХСК серед учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС Росії, України встановлено достовірно [3-6] значимий ризик розвитку гіпертонічної хвороби (ГХ) в залежності від дози зовнішнього опромінення. На теперішній час є актуальним визначення особливостей ГХ, предикторів її розвитку, впливу малих доз іонізуючого випромінювання та інших факторів на її розвиток і прогресування.

Мета роботи: вивчити особливості змін клінічних та лабораторно-інструментальних показників ГХ у персоналу, залученого до виконання робіт з перетворення ОУ на екологічно безпечну систему, з метою вдосконалення рекомендацій, спрямованих на мінімізацію прогресування кардіоваскулярної патології та її ускладнень під дією малих доз іонізуючого випромінювання.

Матеріали і методи дослідження. Були вивчені клінічні та лабораторно-інструментальні зміни показників стану здоров'я персоналу, залученого до виконання робіт на ОУ за 2011-2013 рр., що страждали ГХ або мали підвищений ризик її виникнення. Спостереження за учасниками дослідження проводилось шляхом вхідного контролю на базі клініки Державної установи «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України» перед початком робіт на ОУ та шляхом проведення періодичного та спеціального контролю впродовж 2011-2013 рр. Контингент обстежених був представлений переважно робітниками будівельних спеціальностей, які в своїй більшості проживали в місцях, що не відносились до територій посиленого радіоекологічного контролю. Групу контролю склали 30 осіб, які не мали ГХ впродовж всього періоду спостереження та працювали на ОУ ДСП ЧАЕС в аналогічних умовах.

Методи дослідження: фізикальне обстеження, вимірювання артеріального тиску (АТ), електрокардіографія, ехокардіографія, загальний аналіз крові та сечі. Електрокардіограму реєстрували на багатоканальному електрокардіографі МАС 1200ST (Німеччина). Ехокардіографічне дослідження серця виконували на апараті «SA9900» виробництва фірми Medison (Республіка Корея) з датчиком частотою 3,5 мГц. Базу даних сформовано в системі Microsoft Excel 97, статистична обробка проведена за допомогою пакету Stata 12. Оцінювали середнє значення (М) та стандартне відхилення (σ). Для порівняння досліджуваних груп використовували дисперсійний аналіз та t-критерій (оцінка кількісних показників, $M \pm \sigma$) та χ^2 -квадрат (оцінка якісних показників, %).

Результати. В 2011 році було проведено обстеження 2691 особи, що працює на об'єкті «Укриття» (усі види контролю – вхідний, періодичний, інспекційний, спеціальний, заключний). З них в 5,8% випадках був встановлений діагноз ГХ 1 ст., у 2,8% - ГХ 2 ст.

Було проведено обстеження 60 працівників ОУ чоловічої статі, з них 15 склали групу підвищеного ризику та мали високий нормальний артеріальний тиск (І група), 30 осіб мали ГХ 1 ст.

(II група), 15 – ГХ 2 ст. (III група). Групу контролю склали 30 осіб, які не мали ГХ впродовж всього періоду обстеження та працювали на ОУ ДСП ЧАЕС в аналогічних умовах. Вихідні клініко-демографічні характеристики обстежених наведені в таблиці 1.

Відмічено, що середній вік хворих, рівень систолічного та діастолічного тиску були прямо пропорційні тяжкості ГХ. Вплив традиційних факторів ризику на розвиток ГХ, як наприклад, звичка паління, а також надмірна вага тіла, підвищений рівень холестерину та глюкози в крові, спостерігався у більшій кількості хворих ГХ порівняно з групою контролю. Тим не менше, різниця в цих показниках між групами досліджуваних не досягла статистичної значимості.

Таблиця 1. Клініко-демографічна характеристика обстежених

Показник	I група (високий нормальний АТ)	II група (ГХ 1 ст.)	III група (ГХ 2 ст.)	Група контролю (особи без ГХ)	p
Кількість, n	15	30	15	30	-
вік, роки ($M \pm \sigma$)	32,7 $\pm$ 4,2	35,4 $\pm$ 3,8	43,9 $\pm$ 6,5	37,9 $\pm$ 5,2	0,0001*
систолічний АТ, мм рт. ст. ($M \pm \sigma$)	137,1 $\pm$ 2,3	148,2 $\pm$ 4,1	153,8 $\pm$ 5,7	125,2 $\pm$ 5,2	0,0001*
діастолічний АТ, мм рт. ст. ($M \pm \sigma$)	77,5 $\pm$ 2,1	84,3 $\pm$ 4,1	86,6 $\pm$ 4,9	75,4 $\pm$ 3,7	0,0001*
ІМТ ≥ 30 кг/м ² , n (%)	2 (13,3)	8 (26,7)	5 (33,3)	4 (13,3)	0,316#
звичка паління, n (%)	5 (33,3)	13 (43,3)	7 (46,7)	8 (26,7)	0,460#
рівень холестерину в крові $\geq 5,0$ ммоль/л, n (%)	4 (26,7)	11 (36,7)	5 (33,3)	7 (23,3)	0,698#
рівень глюкози в крові $>6,1$ ммоль/л, n (%)	1 (6,7)	3 (10,0)	2 (13,3)	0 (0,0)	0,395#

Примітки: АТ – артеріальний тиск, ІМТ – індекс маси тіла; * - оцінка статистичної значимості різниці між групами методом дисперсійного аналізу (ANOVA); # - оцінка статистичної значимості різниці між групами методом χ^2 .

Впродовж періоду спостереження трьох осіб було відлучено від подальших робіт в зв'язку із розвитком гастроентерологічної патології, що потребувала стаціонарного лікування, із них двоє чоловік, що страждали ГХ 1 ст. і одного чоловіка із групи контролю. Жодній особі не було відмовлено в допуску від подальших робіт по причині тяжкого перебігу ГХ і її кризового перебігу. Для більшої наглядності отриманих результатів три групи спостереження, тобто особи з підвищеним АТ, АГ 1-ї та 2-ї стадій, були об'єднані в одну основну групу. Динаміка показників АТ, результатів ехокардіографії та лабораторних аналізів в основній групі та в групі контролю наведені в таблиці 2.

Таблиця 2. Динаміка показників перебігу ГХ та лабораторних аналізів серед учасників дослідження впродовж 2011-2013 рр.

	Основна група			Контрольна група		
	2011 р. (n=60)	2013 р. (n=58)	Δ (%), p	2011 р. (n=30)	2013 р. (n=29)	Δ (%), p
систолічний АТ, мм рт.ст. ($M \pm \sigma$)	146,8 $\pm$ 6,2	150,2 $\pm$ 6,3	+2,3%, p=0,003*	125,2 $\pm$ 5,2	127,0 $\pm$ 6,5	+1,4%, p=0,241
діастолічний АТ, мм рт.ст. ($M \pm \sigma$)	83,2 $\pm$ 5,5	84,1 $\pm$ 5,3	+1,1, p=0,363	75,4 $\pm$ 3,7	75,9 $\pm$ 4,5	+0,6%, p=0,640
рівень холестерину в крові $\geq 5,0$ ммоль/л, n (%)	20 (33,3)	22 (37,9)	+4,6%, p=0,602	7 (23,3)	7 (24,1)	+0,8%, p=0,942
рівень глюкози в крові $>6,1$ ммоль/л, n (%)	6 (10)	6 (10,3)	+0,3%, p=0,951	0 (0,0)	1 (3,4)	+3,4%, p=0,307
товщина МШП, см ($M \pm \sigma$)	1,22 $\pm$ 0,12	1,24 $\pm$ 0,11	+1,6%, p=0,343	0,98 $\pm$ 0,10	0,98 $\pm$ 0,12	+0%, p=0,975
товщина ЗСЛШ, см ($M \pm \sigma$)	1,10 $\pm$ 0,09	1,12 $\pm$ 0,10	+1,8%, p=0,252	0,97 $\pm$ 0,08	0,98 $\pm$ 0,09	+1,0%, p=0,653

Примітки: МШП – міжшлуночкова перетинка, ЗСЛШ – задня стінка лівого шлуночка; * - p<0,05 – різниця статистично достовірна.

Отже, статистично значимі зміни були відмічені лише по відношенню до рівня систолічного АТ, хоча спостерігається тенденція до погіршення усіх аналізованих показників в динаміці. З іншої сторони, ця тенденція відмічена також в контрольній групі осіб, що працюють на ОУ. Отримані результати можуть свідчити про високу психоемоційну напруженість праці робітників ОУ, а також можливу дію радіаційного чинника, посиленого загальнопромисловими небезпечними факторами і чинником забруднення в умовах важкодоступних тимчасових робочих місць, розташованих у приміщенні будівлі зруйнованої ядерної установки.

Було відмічено, що особи, які страждали ГХ 1-ї та 2-ї стадій, частіше мали цереброваскулярну недостатність порівняно з групою контролю: більш ніж у 55% осіб з ГХ 1-ї та 2-ї стадій були наявні початкові прояви хронічної недостатності або цереброваскулярна недостатність 1 ст. Окремо слід виділити факт паління та можливого зловживання алкоголем працівниками ОУ. Порівняно з групою контролю, вдвічі більше осіб палили більш ніж 10 років до початку професійної діяльності на ОУ.

Також був проведений аналіз прихильності хворих ГХ до антигіпертензивної терапії та дотримання правил по модифікації способу життя, рекомендованих для осіб, що мають підвищений АТ (відмова від паління, обмеження вживання солі, жирів тваринного походження та інше). Слід відмітити, що лише 11,1% осіб, що страждали ГХ 1-ї та 2-ї стадій регулярно приймали препарати для нормалізації АТ, ще 17,7% осіб приймали антигіпертензивні препарати епізодично.

Висновки. Особи, що працюють на ОУ, підлягають регулярному медичному спостереженню, що свідчить про якісний медичний супровід працюючого персоналу. Це унеможливує допуск персоналу, який не може виконувати роботу внаслідок соматичної або психофізіологічної непридатності, до робіт в особливо небезпечних та шкідливих умовах.

Було відмічено неадекватну прихильність хворих ГХ до медикаментозного лікування. Однією із причин незадовільного комплаєнсу до терапії служить відсутність так названого мотиваційного консультування, тобто недостатня інформованість хворих щодо наслідків підвищеного АТ та формування у пацієнта готовності до постійного прийому антигіпертензивних препаратів. Важливим висновком дослідження є факт коморбідності цереброваскулярної патології та ГХ, що може свідчити про більш часте залучення центральної нервової системи в розвитку даної патології у досліджуваній когорти. Слід відзначити, що в ході 3-річного спостереження не було виявлено статистично достовірних змін в структурних змінах міокарду за даними ехокардіографії. Відсутність значимого прогресування захворювання може бути результатом порівняно молодого віку працюючих на ОУ, а також нетривалого періоду спостереження. Приймаючи вищевказане до уваги, актуальним є проведення дослідження з більш тривалим періодом спостереження, що дозволить поглиблено вивчити особливості перебігу ГХ у персоналу, залученого до виконання робіт з перетворення ОУ на екологічно безпечну систему.

Література:

1. Нечаєв, С.Ю. Радіаційно-гігієнічні проблеми забезпечення радіаційної безпеки персоналу, який виконує роботи з перетворення об'єкта «Укриття» в екологічно безпечну систему [Текст] / С.Ю. Нечаєв // Проблеми радіаційної медицини та радіобіології. – 2009. – Вип. 14. – К.: ДІА, 2009. – С. 35-39.
2. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України – К.: КІМ, 2011. – С. 244-248.
3. Radiation-epidemiological analysis of incidence of non cancer diseases among the Chernobyl liquidators / V.K. Ivanov, M.A. Maksoutov, S.Yu. Chekin et al. // Health Phys. - 2000. - Vol. 78. - №5. – P. 495-501.
4. The risk of radiation-induced cerebrovascular disease in Chernobyl emergency workers / V.K. Ivanov, M.A. Maksoutov, S.Yu. Chekin et al. // Health Phys. - 2006. - Vol. 90. - № 3. – P. 190-207.
5. Бузунов, В. А. Эпидемиологические исследования и оценка влияния ионизирующего излучения на развитие неопухолевых заболеваний у пострадавших вследствие аварии на ЧАЭС / В.А. Бузунов, Л.И. Красникова, Е.А. Пирогова, В.М. Терещенко, Ю.С. Войчулене / Проблеми радіаційної медицини та радіобіології: збірник наукових праць, випуск 13 // Голов. ред. В.Г. Бебешко. – К.: ІВЦ «Алкон», 2007. – С. 57-66.
6. Kearney M.T., Nolan J, Lee A.J., Brooksby P.W., Prescott R., Shah A.M., Zaman A.G., Eckberg D.L., Lindsay H.S., Batin P.D., Andrews R., Fox K.A. A prognostic index to predict long-term mortality in patients with mild to moderate chronic heart failure stabilized on angiotensin-converting enzyme inhibitors // Eur. J. Heart Failure. – 2003. – Vol. 5. - P. 486-497.

ОХОРОНА ТА РАЦІОНАЛЬНЕ ВИКОРИСТАННЯ ЗЕМЕЛЬ МАЛОПРИДАТНИХ ТА НЕПРИДАТНИХ ДЛЯ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА

Харчишин В.Т.

Житомирський національний агроекологічний університет

Сучасний стан екологічних та економічних перетворень в Україні ускладнюється рядом проблем, однією з яких є оптимізація використання малоприсаєднаних та не присаєднаних для сільськогосподарства земель. Практичне використання таких земель у різних сферах народного господарства повинно бути розраховане на збереження біологічного різноманіття та стійкості природних об'єктів [4,9,13-16], розширення їх екологічних функцій.

Земельний фонд України становить 60335 тис. га, в тому числі сільськогосподарських угідь – 41854 тис. га. Із загального об'єму сільськогосподарських угідь частка орних земель складає 32200 тис. га. (54,96%), сіножатей 1966 тис. га. і пасовищ – 4556 тис. га [18]. Україні притаманна значна різноманітність ґрунтового покриву – близько 650 типів ґрунтів. Найродючіші з них – чорноземи займають у країні в межах Лісостепу і Степу найбільшу площу (близько 60% усіх сільськогосподарських угідь країни). На Поліссі поширені переважно дерново-підзолисті супіщані та торф'яно-болотні ґрунти. В Лісостепу поряд з чорноземами значне місце займають сірі опідзолені ґрунти під лісами. На крайньому півдні Степу – каштанові ґрунти. У Карпатах у верхньому гірському поясі – гірсько-лучні, а в середньому і нижньому поясах – бурі гірсько-лісові ґрунти. В гірському Криму поширені гірсько-лучні, бурі гірсько-лісові і коричневі гірські ґрунти. Якщо не враховувати докорінно поліпшених природних кормових угідь, то частка земель категорії “непорушених господарською діяльністю” становить 27,4 %. Розораність території дещо зменшилась, але залишається надзвичайно високою. Так, у зоні Степу, агроландшафти якого відносяться до екологічно несприятливих, розорано 82,8% земель від усієї площі сільськогосподарських угідь, зокрема у Херсонській області - 88,7%, у Кіровоградській - 90%. У зоні Лісостепу розораність досягала 85,4%, зокрема в Хмельницькій області 88,3%, в Черкаській 89,8%, а в деяких районах Київської області — 96-99% і навіть в зоні Полісся рівень розораності досягає 69%. У жодній країні світу немає такого нераціонального природокористування. Навіть у країнах Західної Європи, де щільність населення значно вища, рівень розораності помітно менший - у Німеччині він не перевищує 67,2%, в Італії - 55,6%, у Франції - 60,6%, у Великобританії - 35,5%. Площа сільськогосподарських угідь в Україні становить 72,4% від усієї площі землі, тоді як у Росії - 12,3%, у Франції - 54,9%, у Німеччині - 49,8%. Сіножаті і пасовища в Україні займають 17,9% площі сільськогосподарських угідь, у Франції - 35,8%, у Німеччині - 30,5%, у Великобританії - 64,5%. Необґрунтоване розорювання значних площ малопродуктивних угідь і земель на схилах та їх постійний обробіток призводить до порушення оптимально допустимого співвідношення між ріллею, природними кормовими угіддями, лісами і водними об'єктами, посилення процесів водної і вітрової ерозії. Продовжують збільшуватись площі земель, зайнятих промисловими об'єктами та транспортною мережею (тільки у 1995 році відповідно на 121 та 201 тис. га), але дещо зменшуються площі земель Міністерства оборони (в 1995 році на 145 тис. га). Середньорічно ж для сільськогосподарських потреб вилучається близько 4 тис. га сільгоспугідь, із них майже 3 тис. га ріллі.

Колонізаторський характер господарювання призвів до того, що зараз більше 30% ґрунтів України деградовані, малоприсаєднані для землеробства. Землі переходять у розряд неугідь, не присаєднаних для сільськогосподарства. Ерозійні процеси мають багатосторонній вплив на ґрунтовий покрив, одним з найважливіших яких є механічне зниження родючого шару – губиться верхній, найродючіший прошарок дрібнозему, що містить гумус, поживні речовини (азот, фосфор, калій), мікроелементи й активні біогенні речовини. З полів України щорічно виноситься 470 млн. т родючих ґрунтів. Такі процеси викликають зміну елементарних ґрунтоутворюючих процесів, зміну фізичних і фізико-хімічних властивостей ґрунтів, крім того утворюються яри, у результаті чого угіддя втрачають не тільки родючість, але й зменшується їх площа. В Україні різними формами ерозії охоплено близько 18 млн. га ріллі.

За всю свою історію людство внаслідок ерозії втратило стільки орних земель, скільки воно має сьогодні. За даними ООН, за останні 100 років у світі зазнали ерозії до 1 млрд. га земель, у тому числі близько 500 млн. га ріллі. Щодня від ерозії втрачається 3200 га землі [20].

Різноманітні способи меліоративного підвищення продуктивності сільськогосподарських угідь, набуті тисячолітнім досвідом, в Україні мали обмежене поширення, зате були застосовані такі варварські методи руйнування і знищення екосистем, яких ще не знала цивілізація. Так, на дні штучних «морів» і водоймищ, створених на р.Дніпрі - основній водній артерії країни, було поховано близько 2,4 млн. га родючих, здебільшого низових і заплавних земель. Зрошені за рахунок цих водоймищ землі (2,6 млн. га) лише незначною мірою компенсують пов'язаний із затопленням недобір сільськогосподарської продукції. У зоні Степу зрошення підвищує урожайність сільськогосподарських культур у 2 - 3 рази. Але широкомасштабне зрошення тут пов'язане з небезпекою формування іригаційного гідроморфізму і спричинених ним процесів засолення і осолодіння родючих чорноземів, площа яких досягла уже понад 400 тис. га [10].

Рациональні способи меліорації перезволожених земель в країнах Західної Європи (Англія, Голландія, Німеччина, Франція та ін.) сприяли оптимізації агроландшафтів, забезпечили одержання високих врожаїв сільськогосподарських культур, зокрема зернових - 80-100 ц/га. Осушення надмірно зволожених ґрунтів Полісся України істотно не підвищило їх продуктивності внаслідок низької культури землеробства (відсутність сівозмін з достатньою кількістю бобових трав, монокультура, застосування необґрунтованих систем обробітку ґрунту і удобрення тощо), але призвело до загального досить значного зниження рівня ґрунтових вод, катастрофічно швидкої мінералізації торфових ґрунтів, виходу на поверхню пісків тощо. Невиправдане осушення ґрунтів і ландшафтів гумідних районів і зон, включення до геохімічного кругообігу великих мас дренажних вод з високою концентрацією в них мінеральних добрив і пестицидів, порушення найважливіших екологічних зв'язків між різними елементами агроландшафту створюють передумови для формування таких явищ, післядію яких важко передбачити.

Хімізація сільськогосподарського виробництва, зокрема землеробства (внесення мінеральних добрив, застосування пестицидів, ретардантів, стимуляторів росту тощо), - один з важливих шляхів його інтенсифікації, який забезпечує значне підвищення урожайності усіх культур, сприяє поліпшенню товарної якості продукції. Внесення великих норм мінеральних добрив, хімічні методи боротьби з хворобами, шкідниками і бур'янами менш копіткі, більш доступні для практичного виконання, економічно вигідніше, дешевше (особливо внесення) порівняно з іншими способами захисту рослин чи удобрення. Тому, наприклад, протягом 1980 - 1990 рр. на 1 га орної землі в Німеччині вносили 384 - 480 кг д.р. мінеральних добрив, в Японії - 391-429, Великобританії -319-367, Франції - 297-319, у США -106-116, в Україні - 112-163 кг, а під ряд культур, зокрема технічних, і значно більше. Широкого застосування в різних агрофітоценозах набули гербіциди для боротьби з бур'янами, фунгіциди та інсектициди - для захисту культур від хвороб і шкідників [10].

В той же час інтенсивна хімізація агроценозів є екологічно небезпечною для навколишнього середовища: близько 20 - 50% мінеральних добрив втрачається внаслідок проникнення їх у водоносні горизонти, спостерігається значне збільшення кількості нітратів і амонію в річкових, ставкових і озерних водах, руйнуються природні біоценози. Вміст нітратів, які є канцерогенами, може досягати небезпечної концентрації (понад 40 мг/кг) і призводити до поширення онкологічних захворювань. Незважаючи на те, що застосування хлорорганічних пестицидів уже давно заборонено, їх залишкові кількості в ґрунтах ще дуже високі і, зокрема в садах Криму, досягають 180 - 340 мг/кг ґрунту, перевищуючи гранично допустимі концентрації в 1,8 - 3,4 рази. Тому за останнє десятиріччя в більшості країн спостерігається тенденція до послаблення хімізації землеробства -значно зменшуються норми внесення мінеральних добрив, обмежене застосування пестицидів, що знаходить втілення в інтегрованих технологіях виробництва продукції; все більше звертається увага на біологічне землеробство. Значною мірою на це вплинула затяжна економічна криза в Україні, яка призвела до зменшення виробництва і застосування як мінеральних і органічних добрив, так і пестицидів.

На усі ці, далеко не повною мірою вичерпані екологічні негаразди сільськогосподарського виробництва, накладається ще й забруднення багатьох районів радіонуклідами. Внаслідок аварії на ЧАЕС забруднено понад 8,4 млн. га сільськогосподарських угідь. Найбільша кількість радіонуклідів випала в Житомирській та північній частині Київської областей. Вилучено з користування 2,5 млн. га земель [11]. Дослідження свідчать, що в зоні відчуження ЧАЕС, де понад 14 років спостерігається високий рівень радіації, повністю відсутній антропогенний вплив на колишні агроценози, знову відбувається поступове проходження послідовних етапів сукцесії.

Отже, діяльність людини, що невпинно розширюється з розвитком людства, призвела до критичного скорочення природних земель, забруднення ґрунтів, вод і сільськогосподарської продукції пестицидами, нітратами, аміаком та іншими шкідливими речовинами, розвитку процесів

засолення та ерозії ґрунтів, спустелювання, порушення біогеохімічного кругообігу речовин, часткової втрати родючості ґрунтів, фрагментації біорізноманітності тощо. Різко зменшилася площа природних угруповань – ліси, наприклад, займають лише 14,3 % території нашої держави. При цьому майже 25% видів флори України зосереджені в лісах [17].

За розрахунками вчених, теперішні темпи втрат біорізноманіття під впливом антропогенних факторів перевищують природні темпи елімінації видів у 100-1000 разів і впродовж наступних 50-100 років може бути втрачено від 25 до 50% сучасного видового різноманіття. Тому, виникла необхідність наукового обґрунтування освоєння та подальшого раціонального і ефективного використання земель, малоприсаєднатих та непридатних для сільського господарства.

У кожній природній зоні України непридатні для сільськогосподарського використання землі представлені різноманітними категоріями. У Поліссі основну їх частину складають слабозакріплені піски і піски що розвіваються, у Лісостепу - еродовані і піскові землі, у Степовій зоні - площі, зруйновані інтенсивною водною і вітровою ерозією [19].

У залежності від геологічної будови місцевості, рельєфу, ґрунтових умов та інших природних чинників усі непридатні для сільськогосподарського використання землі, поширені в межах України, можна згрупувати у декілька основних категорій: яри з міжяружними і прибалковими ділянками, що до них прилягають; сильноеродовані схили балок і крутосхили; піски.

Кожна з вказаних категорій неугідь характеризується специфічними властивостями, що обумовлено місцем їх розташування, станом ґрунтового покриву (його хімічними, фізико-хімічними показниками), глибиною залягання ґрунтових вод і т.д.

До першої категорії непридатних земель входять яри з лінійною ерозією, коли промоїни сягають 1м і суцільному сільськогосподарському обробітку не підлягають. Загальна площа земель, виведених з сільськогосподарського користування в 3-4 рази перевищує площу самих ярів [20]. Вони представлені численними різновидами: береговими, верховими і донними.

Берегові яри виникли внаслідок руйнації берегів гідрографічної мережі в зв'язку з виникненням різноманітних перешкод на шляху прямування води (дороги, межі та ін.). Вони мають звичайно невелику площу водозбору - 2-3 га. Розміри їх залежать від протиерозійної стійкості ґрунтів. У ширину вони досягають 20-25 м, у глибину - 15-20 м.

Верхові яри сформувалися у вершинах улоговин. Їх поява перш за все викликана повздовжньою розораністю розташованих на схилах дрібних балок. Їх ширина досягає 20-26 м у ширину, глибина - 15м.

Донні яри виникли на дні улоговин, балок, де зосереджується вода, що стікає з ділянок, що до них прилягають. Утворення ярів, як правило, пов'язане з різким порушенням режиму поверхневого стоку, викликаного вирубуванням деревної рослинності, надмірним випасанням тварин, розорюванням дна балок і т.д.

Наведені типи ярів в територіальному плані розміщуються нерівномірно, утворюючи складні, розвинуті системи. Без здійснення відповідних протиерозійних заходів вони постійно розростаються, розчленовуючи сільськогосподарські угіддя, врізаючись у поля, скорочують площу орних земель, ускладнюють механізацію виробничих процесів у землеробстві.

Сучасний стан яружної ерозії в Україні характеризується такими даними. У Лісостеповій зоні під ярами зайнято біля 103 тис. га. Найбільші площі яружних земель у межах Лісостепової зони розміщені в Харківській, Вінницькій, Київській, Черкаській областях. Згідно державного земельного кадастру площа ярів в Україні складає 157, 0 тис. га [5], а їх кількість досягає 600 тис.

На сьогодні наукою і практикою розроблено ряд прийомів боротьби з ярами. Найбільш ефективними з них є : посадки прияружних лісосмуг, заліснення схилів та днищ ярів, заліснення міжяружного простору, створення водозатримуючих та водоспрямовуючих валів-каналів вище вершини яру та водоскидних споруд у вершині яру, облаштування перемичок по дну яру тощо.

У лісівників України накопичений великий досвід заліснення яружно-балкових земель. Так, у Поліссі широко застосовується посадка дуба, сосни, білої акації, клена з міжрядними посівами люпину, які покращують їх захисні властивості. Лісові культури з міжрядними посівами люпину вже в п'ятирічному віці затримують до 80-90 % весняно-літнього стоку води, тоді як залужені травами схили - лише 30-40% [3].

Друга категорія неугідь представлена сильноеродованими схилами балок і крутосхилами, що утворилися внаслідок площинного змиву. Це призводить до знищення верхнього родючого шару ґрунту та виходу на денну поверхню материнських порід. За даними А.С. Козменко [8], площа сильнозмитих земель у 2-2,5 рази перевищує яружний фонд.

Сильнозмиті ґрунти знаходяться в основному на сільськогосподарських землях (майже 90%) [12]. Усього в межах Лісостепової зони, за даними інституту «Укрземпроект», є понад 230 тис. га сильноеродованих сільськогосподарських угідь, у складі яких найбільшою мірою вразливі ерозії рілля і пасовища.

Ділянки із сильнозмитими ґрунтами відводяться, як правило, під пасовища або сінокоси, що мають дуже низьку продуктивність.

До категорії сильноеродованих крутосхилів і схилів балок віднесені також кам'янисті землі - зруйновані водною ерозією ґрунти, у яких вийшли на денну поверхню щільні корінні породи, що близько залягають. Кам'янисті землі широко поширені в Лісостеповій зоні, де, за даними ґрунтового обстеження інституту «Укрземпроект», займають біля 60 тис. га.

Третя категорія включає піски – піскові і супіскові землі, які легко розвіваються вітром і мають дуже низьку родючість і незадовільні водно-фізичні властивості. Вони утворилися внаслідок знищення природної рослинності, інтенсивного випасу худоби і вирубування лісів. Все це стало причиною руйнації дерново-слабопідзолистих ґрунтів і виходу на денну поверхню сипучих пісків.

На території Лісостепової зони, за даними обліку земельного фонду, піски займають дуже велику площу - 41,1 тис. га. Особливо багато їх знаходиться в Київській області. Зосереджені вони, головним чином, у її північних, поліських районах - Чорнобильському, Іванківському і Києво-Святошинському, займаючи близько 5 тис. га в кожному районі.

Широко поширені піски на території Черкаської області (4 тис. га), зокрема в Черкаському і Чигиринському районах (понад 900 га в кожному), у Золотоніському (513 га). Особливо багато їх у межах Канівського району (понад 2,5 тис. га).

У Лісостеповій зоні піски поширені в основному в заплавах і на борових терасах рік. Піски, розташовані в заплавах, мають нерівний, місцями горбистий рельєф, із численними заболоченими зниженнями, заплавленими озерами, із плямами оголених пісків, що розвіваються. Піски борових терас характеризуються хвилястим рельєфом, частими виходами оголеного піску, балками. На відміну від заплавлених пісків, розташовані вони не суцільною смугою, а окремими масивами, переважно на лівобережжях рік. Поверхня їх слабо закріплена окремими кущами або зрідженими заростями шелюги, частіше зовсім не закріплена і піддається інтенсивній дефляції. Ці піски є основним об'єктом заліснення.

Аналіз категорій неугідь, поширених в Україні, свідчить про їх низьку родючість і непридатність для використання в землеробстві через бідність ґрунтів гумусом і поживними речовинами, погіршення водно-повітряного режиму, ґрунтоутворюючих процесів, складність рельєфу тощо. Використання таких земель в сільськогосподарському виробництві можливе лише шляхом застосування комплексу організаційно-господарських, агротехнічних, лісо- і фітомеліоративних та гідротехнічних заходів з врахуванням природних та економічних умов території. Так, землі на схилах крутизною більше 7° із середньозмитими та сильнозмитими ґрунтами можуть бути використанні для залуження багатоконпонентними багаторічними травами з подальшим використанням під сінокошення та регульованого випасу тварин. Виведення земель зі складу орних угідь — це важливий захід з точки зору створення оптимальних, екологічно стійких екосистем. Відведення орних земель під залуження багаторічними травами суттєво підвищує продуктивність, стабільність агроекосистем, забезпечить їх стійке функціонування. Сільськогосподарські культури з високою ґрунтозахисною властивістю розміщуються на схилових територіях, а ерозійнонебезпечні просапні культури, навпаки — на рівнинних землях із слабким змивом ґрунту. Терасовані схили придатні для закладання садів і виноградників; на заліснених пісках під захистом лісових насаджень можна вирощувати польові культури тощо. Основна ж частина земель, яка включає землі, порушені ярами та промоїнами, піски та дуже еродовані землі, непридатна для сільськогосподарського виробництва і повинна вилучатися зі складу орних земель з подальшим використанням під заліснення. Поряд із позитивним меліоративним впливом захисних лісових насаджень на прилеглі сільськогосподарські угіддя [6] заліснення неугідь в умовах малолісистої України є однією з реальних можливостей збільшення лісистості України до 20-22% [7].

Розширення добування корисних копалин, особливо відкритим способом, призвело до утворення в країні значних площ порушених, деградованих земель, екологічна місткість яких значною мірою вже вичерпана, втрачені естетичні цінності ландшафтів та формуються екстремальні умови. Рекультивація таких земель під сільськогосподарське використання недоцільна як в економічному так і в екологічному плані. Їх доцільно використовувати як природну структуру, яка б вирішувала не тільки проблеми збереження рослин, тварин та їх середовища існування, але й надавала населенню соціальну та економічну користь. На таких землях можливе відновлення зелених

насаджень, лісових масивів, будівництво ставків, створення запасів води для регулювання водного режиму прилеглих територій [1, 2]. Це дасть змогу відновити занедбані, екологічно безперспективні непридатні землі, покращити екологічний стан довкілля та збільшити продуктивність природних ресурсів: деревини, кормів для тваринництва, грибів, ягід, лікарських рослин, промислових тварин та риби тощо.

Отже, основними завданнями у галузі охорони та відтворення земельних ресурсів є:

- підвищення культури землеробства;
- скорочення площі сільськогосподарських угідь та зменшення ступеня їх розораності;
- удосконалення структури сільськогосподарських угідь та їх збагачення природними компонентами;
- впровадження ґрунтозахисної системи землеробства з контурно-меліоративною організацією території;
- обмеження інтенсивного використання екологічно уразливих земель;
- здійснення консервації сільськогосподарських земель сильно змитими і сильно дефльованими ґрунтами на схилах понад 5-7°.

Підсумовуючи вищесказане, вважаємо найдоцільнішим видом використання земель, що вибувають із сільськогосподарського використання, переведення їх до ділянок для відновлення природних ландшафтів, встановлення водоохоронних зон та прибережних захисних смуг водних об'єктів, збільшення лісистості території країни з подальшим включенням окремих з них до екомережі країни.

Бібліографічний список

1. Бондарук С.П. Перспективи сільськогосподарського використання масивів вироблених торфовищ Західного Полісся України // Генезис, географія і екологія ґрунтів. – Львів, 1998. – Вип. 23. – С. 204-207.
2. Генсирук С.А. Использование низкопродуктивных земель в УССР. -К.: Наук. думка, 1981. - 238 с.
3. Гончар А.И. Облесение крутых инсолируемых склонов оврагов, балок и берегов рек // Лесное хоз-во. – 1964, № 12, С. 46-49.
4. Гродзинський М.Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. – К.: Лікей, 1995. – 234 с.
5. Державний земельний кадастр України станом на 1 січня 1997р. - К.: Держкомзем України, 1997. – Кн. 1. - 258 с.
6. Зайцев В.Т. Почвозащитаая роль лесных полос й пути ее усиления // Лесное хоз-во. - 1961. - № 3, С. 24-28.
7. Коваль Я.В. Совершенствование лесопользования й лесовосстановления. - К.: Наук. думка, 1987. - 204 с.
8. Козменко А.С. Борьба с эрозией почвы на сельскохозяйственных угодьях. - М.: Сельхозиздат, 1963. – 152 с.
9. Куприянова Т.П. Обзор представлений об устойчивости физико-географических систем // Устойчивость геосистем. - М.; 1983. - С. 7-13.
10. Куян В.Г. Деякі аспекти екології сільськогосподарського виробництва в Україні // Вісн. Держ. агроеколог. акад. України. – 1999. – №1/2. – С. 5-10.
11. Паламарчук М., Хвесик М. Природні умови України // Розбудова екомережі України. – К., 1999. – С. 23-25.
12. Пресняков Г.А. О классификации смытых почв // Почвоведение. – 1956. - №10. – С.105-109.
13. Преображенский В.С. Проблемы изучения устойчивости геосистем // Устойчивость геосистем. - М.: Наука, 1983, С. 4-6.
14. Пузаченко Ю.Г. Инвариантность геосистем и их компонентов // Устойчивость геосистем. - М.: Наука, 1983. - С. 32-40.
15. Родючість ґрунтів (моніторинг та управління). – К.: Урожай, 1992. – 244 с.
16. Светлосанов В.А. О стабильности и упругости экосистем // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. – 1976. - №4. - С. 89-94.
17. Статистичний щорічник України. – К., 1999. – 618 с.
18. Черевко Г.В. Економіка природокористування. – Львів, 1995.–240с.
19. Эрозия почв. – М.: Мысль, 1979. – 245 с.
20. Яремчук І.Г. Економіка природокористування. – К.: Пошуково-видавниче агентство “Книга пам’яті України”, видавничий центр “Просвіта”, 2000. – 431 с.

ДЕНДРОФЛОРА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ: ЕКОЛОГІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ ТА ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ

Харчишин В.Т.¹, Тітова О.Т.²

¹Житомирський національний агроекологічний університет

²Житомирський інститут медсестринства

Актуальність теми. Четверть століття минуло з тих пір, як аварія на ЧАЕС завдала нищівної шкоди всім галузям народного господарства України, в т.ч. негативно відбилася на здоров'ї майже 20 млн. людей [5]. Незважаючи на значні матеріальні затрати та масштабні дослідження ми не маємо поки що значних досягнень у ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи. За час, що минув відтоді, радіаційна ситуація в зоні активного впливу аварії на ЧАЕС значно поліпшилася, але жодна із проблем в Україні в повному обсязі не вирішена. Екологічні дослідження цієї тематики продовжують залишатися актуальними.

Постановка проблеми. В останні десятиріччя велика увага приділяється здатності лісових екосистем підтримувати природну рівновагу біосфери на планеті. Лісові екосистеми здатні акумулювати і тривалий час утримувати речовини, небезпечні і токсичні для довкілля та людини, як, наприклад, радіоактивні елементи, що потрапляють у повітря, воду, ґрунти.

Трагічні наслідки, що спіткали Україну в результаті аварії на Чорнобильській АЕС (квітень 1986 р.), ще раз підтвердили надзвичайно важливе екологічне значення лісів. За своїми наслідками Чорнобильська аварія є найбільшою екологічною катастрофою ХХ століття. Із 192 т палива, що знаходилися в реакторі, близько 4% було викинуто в повітря протягом 10 днів. В основному це були радіоактивний йод, цезій, стронцій, плутоній та інші ізотопи. Сумарний випад радіоактивних речовин становив 50 мільйонів кюрі, що рівнозначно наслідкам вибуху більш як 500 атомних бомб, подібних, які були скинуті американцями в 1945 році на японське місто Хіросіму [4].

Наслідки катастрофи створили в Українському Поліссі надзвичайно складну екологічну та економічну обстановку. Шкода, яку заподіяла Чорнобильська катастрофа, величезна і має різні аспекти: по-перше - вплив на здоров'я людей; по-друге - радіоактивне забруднення, а отже вилучення з корисного природокористування величезних територій, витрати на вимушене переселення десятків тисяч людей тощо.

Лісові масиви Українського Полісся, де трапилася аварія, складають 40% всіх лісів України, з лісокористування вилучено майже 300000 га лісів, а на решті території лісів регіону воно в значній мірі обмежене [8]. Лісові насадження виконали свої природні захисні функції і захистили населені пункти і сільськогосподарські угіддя від ще більшого радіоактивного забруднення. В цілому на лісові масиви осіло на 20-30% більше радіоактивного пилу, ніж на безлісі території. Ліси стали своєрідними фільтрами-накопичувачами радіонуклідів.

Це пояснюється тим, що лісові насадження характеризуються достатньо високою біологічною поверхнею - відношенням сумарної площі листя до площі поверхні, на якій вони ростуть. У стиглому листяному лісі на кожний квадратний метр ґрунту припадає: поверхні стовбура - 0,3-0,6 м, гілок - 1,2-2,2 м і листя - 3,0-6,0 м, що в сумі перевищує відповідний показник для більшості посівів сільськогосподарських культур (2-7 м²). Саме наявність великої біологічної поверхні лісових насаджень зумовила вищу здатність до затримання радіонуклідів порівняно з лучними екосистемами та агроценозами.

Радіоактивне забруднення характеризується значною плямистістю: території з низькими рівнями забруднення перемежуються з ділянками із максимально високими показниками забруднення. На окремих ділянках лісових екосистем концентрація радіоактивних речовин була у 7-10 і навіть 30 разів вищою, ніж у інших типах природних ценозів [4].

Неоднорідність радіоактивного забруднення лісових площ можна проаналізувати на прикладі Житомирського Полісся де 60,1% мають забруднення ґрунту понад 1,0 Кі/м² (439879 га). з яких 12,3 тис. га - понад 15 Кі/м². У Луганському держлісгоспі частка уражених радіонуклідами лісів становить 98,0%, Овруцькому та Народицькому - 99,8%. Території із щільністю радіоактивного забруднення понад 5 Кі/м² складають у цих господарствах відповідно 30, 62 і 63% загальної площі. Зовсім протилежна картина характерна для насаджень південних держлісгоспів регіону, зокрема Баранівського. Житомирського. Коростишівського та Радомишльського, де радіоактивне забруднення

на переважній більшості території не перевищує $1,0 \text{ Ки/м}^2$ [4]. Радіоактивні речовини, що потрапили у лісові насадження, стали складовою частиною біологічних циклів природного кругообігу речовин.

Ведення лісового господарства на радіоактивно забруднених територіях - проблема, з якою українським лісникам довелося зіткнутися вперше. В умовах радіоактивного забруднення стан лісових насаджень поступово погіршується, особливо де з діючими нормативами основні лісгосподарські заходи догляду за деревостанами не здійснюються. У насадженнях природного та штучного походження прискорюється процес самозрідження, накопичується сухостій. В таких масивах зростають пожежна небезпека та найбільш сприятливі умови для розвитку осередків шкідників та хвороб.

Для Українського Полісся характерні дерново-підзолисті ґрунти з малим відсотком глинистих часток, що фіксують ^{137}Cs , з низьким вмістом форм калію і нерідко високою вологістю. Це створює сприятливі умови для міграції радіонуклідів по ґрунтовому профілю, збільшенню забруднених територій та накопиченню радіонуклідів в продукції лісового господарства, рослинництва і водах [2]. Крім того, дана територія є басейном водозбору однієї з найбільших рік Європи Дніпра та його притоку Прип'яті, які є головними джерелами водопостачання України приблизно для 30-ти млн. мешканців України.

Радіоактивне забруднення лісів регіону викликало необхідність у реорганізації ведення лісового господарства. Головна проблема полягає в дотриманні радіаційної безпеки працюючих у лісі, в застосуванні нових технологій лісовирощування та лісовідновлення з мінімальною кількістю працюючих, у створенні насаджень, стійких до шкідників, захворювань лісу та лісових пожеж. Не менш важлива проблема - це запобігання міграції радіонуклідів, або в конкретних умовах регіону це використання екологічних функцій деревних рослин (лісу), що є біологічним бар'єром та перешкоджає виносу радіонуклідів за межі забрудненої території.

Актуальність цієї проблеми полягає в тому, що щільність радіоактивного забруднення ґрунтів у лісових екосистемах у 2-3 рази вища в порівнянні із відкритими територіями.

Згідно з Законом України „Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи”, продукція, яка вироблена (заготовлена) в зоні посиленого радіоактивного контролю, де щільність забруднення ґрунту радіоізотопами становить ^{137}Cs $1,0\text{-}5,0 \text{ Ки/км}^2$ або ^{90}Sr $0,02\text{-}0,15 \text{ Ки/км}^2$, в зоні гарантованого добровільного відселення із щільністю забруднення ґрунту радіонуклідами ^{137}Cs від $5,0$ до $15,0 \text{ Ки/км}^2$ або ^{90}Sr - $0,15$ - $3,0 \text{ Ки/км}^2$, підлягає радіаційному контролю з видачею відповідного сертифікату [8].

Використання деревних рослин в районах радіоактивного забруднення внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС базується на основі „Концепції захисту населення України у зв'язку з Чорнобильською катастрофою”, законів України „Про правовий режим території, яка зазнала радіоактивного забруднення в результаті Чорнобильської катастрофи”, „Про статус та соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи” та „Рекомендацій з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення [6-8].

За організацією ведення лісового господарства відповідно із ступенем радіоактивного забруднення та можливості використання продукції лісу держлісгоспи України поділяють на такі групи:

1 група - держлісгоспи, на території яких відсутні насадження, в яких щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs перевищувала б $1,0 \text{ Ки/км}^2$ (37 кБк/м^2). Лісове господарство ведеться традиційними способами, без обмежень з-за радіологічного контролю;

2 група - держлісгоспи лісостепової зони України. Це господарства в яких виявлено ділянки лісу з щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs до $10,0 \text{ Ки/км}^2$ (370 кБк/м^2). Через наявність багатих сірих та темно - сірих лісових ґрунтів тут не відбувається значного накопичення радіонуклідів продукцією лісового господарства. Головна увага повинна приділятися контролю за радіоактивним забрудненням недеревної продукції;

3 група - держлісгоспи поліських областей, у яких переважають бідні дерново-підзолисті ґрунти, де наявні ділянки з щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs до $5,0 \text{ Ки/км}^2$ (185 кБк/м^2). Деревна продукція таких держлісгоспів не має значного забруднення, але радіаційний контроль охоплює всі сфери виробництва, особливо побічного користування;

4 група - держлісгоспи поліських областей, де наявні ділянки з щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs понад $5,0 \text{ Ки/км}^2$. У зв'язку із значною мозаїчністю радіоактивного забруднення лісових територій тут необхідний постійний жорсткий контроль всіх партій продукції, що відпускається. В держлісгоспах і мисливських господарствах цієї зони внесено зміни до системи ведення лісового і мисливського господарства. Заборонено відстріл диких промислових тварин, введено обмеження на

використання продукції лісового господарства.

Як зазначалося вище, радіоактивне забруднення характеризується значною плямистістю, що зумовлює значне забруднення продукції лісового господарства. В цих держлісгоспах проводиться жорсткий радіометричний контроль всіх партій лісової продукції, при необхідності вносяться зміни в систему ведення лісового господарства [4].

На величину переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини впливає ряд факторів, і перш за все ґрунт, його властивості, види рослин та їх біологічні особливості, природно-кліматичні умови тощо. Поглинання радіонуклідів корінням, переміщення їх по рослині і розподіл в окремих органах значною мірою зумовлені їх хімічними властивостями. Радіоцезій та стронцій мають багато схожого з калієм та кальцієм, що відіграють важливу роль у мінеральному живленні рослин. З цієї причини вони у найбільшій кількості надходять до рослин із забрудненого ґрунту.

В регіоні дослідження ведеться інтенсивне, багатоцільове лісове господарство, пов'язане з експлуатацією численних рослинних і тваринних видів, що різняться екологічними і біологічними особливостями. В зв'язку з цим розроблене більш детальне зонування територій лісового господарства. Згідно з даними про радіоактивне забруднення лісових площ і продукції лісового господарства радіоцезієм, лісові масиви поділяються на три основні зони:

- зона 1 - ліси із щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs від 15,1 Ki/km^2 і вище. Основою для її виділення є необхідність регламентації тривалості робочого часу при виконанні робіт по охороні лісу та проведенні лісозахисних робіт;
- зона 2 - ліси із щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs від 5,1 до 15,0 Ki/km^2 . Основою для її виділення є необхідність регламентації одержання нормативно чистої деревної продукції лісового господарства.

Зона 2 включає три підзони:

- підзона 2а - ділянки лісу зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs 5,1-7,0 Ki/km^2 . Підставою для її виділення є необхідність радіаційного контролю всіх партій паливних дров та тонкомірної деревини, заборона та відстріл козулі. Деревина на інші потреби використовується за вибіркового радіаційного контролю;
- підзона 2б - ділянки лісу зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs 7,1-10,0 Ki/km^2 . Підставою для її виділення є необхідність заборони відстрілу диких промислових тварин, використання деревини на паливні дрова, тонкомірну деревину, а також необхідність радіаційного контролю будівельного лісу, виробів із деревини побутового призначення та використовуваних для зберігання харчових продуктів;
- підзона 2в - ділянки лісу зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs 10,1-15,0 Ki/km^2 . Підставою для її виділення є необхідність жорсткого контролю всієї лісопродукції, що відправляється.

В усіх підзонах цієї зони радіологічний контроль деревини проводять при відведенні ділянок лісу в рубку та перед початком розроблення лісосіки.

- Зона 3 - ділянки лісу із щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs від 1,1 до 5,0 Ki/km^2 . Основою для її виділення є необхідність регламентації недеревної та деревної нормативно чистої продукції лісу і деякої продукції сільського господарства.

Включає дві підзони:

підзона 3а - ділянки лісу зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs 1,0-2,0 Ki/km^2 . Підставою для її виділення є необхідність жорсткого контролю за збиранням, переробкою та реалізацією їстівних грибів, дикорослих ягідних і лікарських рослин;

підзона 3б - ділянки лісу зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs 2,1-5,0 Ki/km^2 . Підставою для її виділення є необхідність жорсткого контролю за використанням лікарських рослин, сіна з лісових сіножатей, хвойної лапки, диких промислових тварин, а також заборони на заготівлю їстівних грибів і дикорослих ягід.

Виділені вище зони лісових масивів та групи лісгосподарських підприємств є результатом роботи наукових установ та радіологічної служби. Лісгосподарські заходи тут ведуться з врахуванням картографічного матеріалу та допустимих щільностей радіоактивного забруднення ґрунту.

Специфіка лісгосподарської діяльності в районах радіоактивного забруднення зумовлює необхідність застосування таких способів і технологічних способів ведення господарства, які б забезпечували обмежену участь людини у виробництві і обмежений час її перебування на забруднених територіях з урахуванням змін в організацію і технології проведення лісгосподарських робіт. Якщо в звичайних умовах рубки головного користування здійснюється у стиглих або

перестійних деревостанах з метою одержання деревини або заміни старих, часто розладнаних насаджень, а також малоцінних деревних порід на більш господарсько-цінні, то в забруднених радіонуклідами насадженнях головні рубки належить вести з огляду на максимальне збереження життєздатного приросту та захисних функцій насаджень. Одним з важливих напрямків лісового господарства залишається використання радіоактивно забрудненої деревини і одержання продукції. При цьому слід враховувати, що рівень забруднення лісової продукції в значній мірі залежать від потенціальної здатності деревних рослин накопичувати радіонукліди.

Переважаюча частина Cs накопичується в асиміляційному апараті деревних рослин - листі та хвої, де відбувається інтенсивний обмін речовин. Найбільша питома активність радіонуклідів характерна для хвої сосни звичайної - *Pinus sylvestris* L., а потім для листя деревних рослин таких родів: береза - *Betula* L., вільха - *Alnus* Mill., дуб - *Quercus* L., осика - *Populus* L.

У деревині ¹³⁷Cs накопичується в значно менших кількостях, ніж в асиміляційному апараті (у 4-12 разів). Встановлено, що рівень його накопичення в значній мірі залежить від біологічних особливостей деревних рослин. Наприклад, у деревині сосни накопичується радіонуклідів менше ніж у деревині осики, дуба, липи, берези, вільхи [10]. Слід відмітити, що рівень радіоактивного забруднення деревних рослин залежить також від їх віку. У молодих дерев простежується більш висока інтенсивність накопичення радіонуклідів. Підвищена вологість ґрунту теж сприяє збільшенню питомої активності радіоцезію в тканинах та органах деревних рослин [3].

Деревина в зоні радіоактивного забруднення використовується з конкретною метою для отримання нормативно чистої продукції. Мінімальні та максимальні значення питомої активності ¹³⁷Cs у деревній продукції лісу різняться більш як у 20 разів. Технологія переробки деревини дає можливість знизити вміст радіонуклідів у продукції лісового господарства на 27-37% [4]. Подальша технологічна переробка (виготовлення обрізних дощок) забезпечує зниження концентрації радіоцезію на 34-59% [4]. Значно підвищується концентрація радіонуклідів у обаполах (на 45%).

Для отримання екологічно чистої продукції використовуються різноманітні способи і шляхи хімічної обробки. Найбільш перспективними з них є переробка радіоактивно забрудненої деревини на ДСП та виробництво технічного етилового спирту. Актуальною є сьогодні проблема використання сорбентів для очищення забруднених радіонуклідами територій та продукції лісу і лісового господарства.

Сучасна екологічна ситуація Українського Полісся вимагає переосмислення споживацького ставлення до природи. Сьогодні стало очевидно, що необхідно з одного боку вирішувати проблеми безпечного використання лісових ресурсів, з іншого - відтворення та покращення екологічного стану природного середовища. За оцінками спеціалістів, для збереження стійкого функціонування природних ландшафтів в умовах антропопресії потрібно мати приблизно третину території під стабілізуючими елементами, в першу чергу під лісами [11]. Саме тому найважливішою лісгосподарською проблемою регіону нині є і залишиться в майбутньому - це екологічна, тобто, збереження існуючих лісів та збільшення їх площ за рахунок земель, що з різних причин вилучені з обороту (деградовані, малопридатні та непридатні для сільського господарства тощо) і сільськогосподарських угідь залишених людиною в зв'язку з чорнобильською трагедією. Вони характеризуються неоднорідністю за щільністю радіоактивного забруднення, різноманітністю ґрунтового покриву та агрохімічних характеристик ґрунтів. Площа їх перевищує 100000 га. На вилучених з обороту землях за підтримки держави необхідно проводити науково обґрунтовані заходи щодо зниження їх радіоактивного забруднення та широкомасштабного заліснення територій. Перші лісові культури на цих землях були посаджені у 1989-1990 рр. на площі 5,4 тис. га. Лісорозведення на цих землях має на меті повернути ці землі в господарський оборот - і перш за все з метою використання екологічних функцій лісу, який є біогеохімічним бар'єром, що перешкоджає винесенню радіонуклідів за межі забрудненої зони, залучаючи їх в біологічний кругообіг.

Насамперед необхідно створювати лісові культури поблизу населених пунктів, мережі доріг, вздовж річок і водоймищ. Сортимент висаджуваних деревних та чагарникових порід повинен відповідати типами лісорослинних умов і цільовому призначенню насадження. Добір садивного матеріалу, його вік, висота мають регламентуватися типом лісорослинних умов, швидкістю заростання бур'янами площ, відведених під заліснення. Найбільш придатні для цього аборигенні, господарсько цінні види - ялина європейська - *Picea abies* (L.) Kurst., сосна звичайна - *Pinus sylvestris* L., дуб звичайний - *Quercus robur* L., береза повисла - *Betula pendula* Roth та пухнаста - *B. pubesceus* Ehrh. Із інтродуцентів - модрина європейська (*Larix decidua* Mill.), японська (*Larix leptolepis* Govd.), псевдотсуга Мензиса (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb) Franco), явір (*Acer pseudoplatanus* L.), бархат амурський (*Phellodendron amurense* Rupr.), горіх чорний (*Juglans nigra* L.).

В умовах радіоактивного забруднення відсутність або мінімізація антропогенного втручання на значних площах сприяє природному поновленню деревно-чагарникової рослинності. Такі землі, в першу чергу, заростають видами чагарникових верб: верба вушката - *Salix cinerea* L., верба попеляста - *S. aurita* L., чорніюча - *S. myrsinifolia* Salisb., верба розмаринолиста - *S. rosmarinifolia* L. [1]. Значні площі займають швидкоростучі породи - піонери, як берези повисла - *Betula pendula* та пухнаста - *B. pubescens* Ehrh., осика - *Populus tremula* L. Цьому сприяє їх щорічне плодоношення та висока насіннепродуктивність. Легке насіння цих деревних порід розлітається на великі відстані (2000-4000 м), а сходи успішно конкурують з трав'янистою рослинністю.

Густий трав'яний покрив особливо пригнічує сходи хвойних порід, які нелегко долають його в боротьбі за світло, поживні речовини, вологу. З цієї причини вони краще розвиваються в місцях з порушеним травостоєм. Природні процеси тією чи іншою мірою охоплюють всі комплекси регіону. Для них характерне відновлення природного рослинного, покриву, конкурентна боротьба, нормалізація фізико-хімічних властивостей ґрунту.

Висновки

Таким чином, в районах радіоактивного забруднення особливої актуальності набуває заліснення непридатних та малоприсаєднаних для сільськогосподарства земель та використання екологічних функцій деревних рослин з метою перешкоджання виносу радіонуклідів за межі забруднених територій. Сумарна роль екологічних функцій деревних рослин в районах радіоактивного забруднення внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС може виявитися набагато більшою, ніж вартість всіх видів користування лісом.

При створенні лісових культур слід використовувати найбільш стійкі, довговічні деревні і чагарникові аборигенні та інтродуковані види, що екологічно пристосовані до умов існування у даній кліматичній зоні. Такий сортимент повинен відзначатися високими фітомеліоративними, ґрунтозахисними та водоохоронними функціями. При цьому слід враховувати типи змішування деревних та чагарникових порід, які виправдали себе на практиці.

Особливого значення у вирішенні проблеми необхідно приділити природному поновленню, яке в конкретних умовах характеризується високою стійкістю. В умовах радіоактивного забруднення лісових угідь природне поновлення може бути основним способом лісовідновлення на забруднених радіонуклідами площах. Заходи сприяння природному поновленню на цих територіях залишаються традиційними. На нашу думку, це найбільш надійний, дешевий та довговічний засіб.

Отже, використання екологічних функцій деревних рослин на радіоактивно забруднених територіях сприятиме локалізації та мінімальному винесенню радіоактивних речовин за їх межі і є одним із варіантів реабілітації земель, забруднених внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС.

Література

1. Бідна С.М. Автогенні сукцесії лісової рослинності за умови зменшення антропогенного впливу // Наук. вісн.: До 125-річчя УкрДЛТУ / Збірник науково-технічних праць. - Львів: УкрДЛТУ. - 2000. - Вип. 10.1. - С 56-69.
2. Еколого-економічні проблеми довкілля Житомирщини / В.І. Краснов, С.П. Сіренський, В.К. Данилко та інші; під заг. ред. П.П. Михайленка. - Житомир, 2001. - 230 с.
3. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. - Житомир: Волинь, 1998. - 112 с.
4. Малиновський А.С. Еколого-економічні та соціальні аспекти Чорнобильської катастрофи (на прикладі Житомирської області). - К.: ІАЕ, 2001. - 292 с.
5. Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи в Україні / В.Г. Бабешко, О.М. Коваленко, В.О. Бузунов та ін. // Журн. Акад. мед. наук України. - 2006. - Т. 12, №1. - С. 21-31.
6. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи: Закон України від 27 лютого 1991 р. (із змінами та доповненнями) // ВВР України. - 1991. - №16. - Ст. 198; 1992. - №13. - Ст. 177; №37. - С. 541-549.
7. Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи: Закон України від 19 грудня 1991 р. (із змінами та доповненнями) // ВВР України. - 1992. - №13. - Ст. 178; №37. - Ст. 543; 1993. - №10. - Ст. 176; №20. - Ст. 217; №26. - Ст. 277, ст. 281; №29. - Ст. 305; №32. - Ст. 343; 1995. - №16. - Ст. 111; 1996. - №13. - Ст. 11.
8. Рекомендації з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення / Держкомлісгосп України. - К, 1998. - 82 с.
9. Самоплавський В.І. Лісове господарство України: стан та перспективи розвитку // Наук. вісн. НАУ. - К., 1998. - Вип. 8. - С. 8-14.
10. Ушаков Б.А., Панфилов А.В. Поступление цезия-137 в древесную растительность лесов

Брянской области // Пробл. эколог. мониторинга: Материалы Российской радиобиологической научн. - прак. конф. 26-28 февр. 1991 г. - Брянск. - 1991. - 4.2. - С.14-15.

11. Швиденко А.З. Нільсон С., Сорочинський А. Прогноз стану українських лісів та лісокористування на наступне сторіччя // Наук. вісн.: Лісівничі дослідження в Україні. - 1996. - Вип.5. - С 222-227.

УДК 577.354:34

ВПЛИВ НАДМАЛИХ ДОЗ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ НА МЕМБРАНУ ЕРИТРОЦИТІВ ЛЮДИНИ *in vitro*

¹Лапоша О.А., ¹Хижняк С.В., ²Жирнов В.В., ¹Томчук В.А., ¹Войціцький В. М.

¹Національний університет біоресурсів і природокористування України

²Інститут біоорганічної хімії і нафтохімії НАН України

Наслідки дії іонізуючої радіації малих і надмалих доз не становлять пряму загрозу життю людини, але впливають на адаптивні та функціональні можливості організму. Епідеміологічні дослідження свідчать, що опромінення в таких дозах збільшують частоту хронічних захворювань у відділенні терміни і підвищують ризик онкологічних захворювань [1]. Тому проблема біологічної дії іонізуючої радіації в малих дозах являється важливою з точки зору необхідності оцінки опромінення на здоров'я людини.

Фізіологічні реакції клітин та формених елементів крові обумовлюються фізико-хімічними властивостями поверхневої мембрани клітини, а також залежать від її мікрооточення. Встановлено, що за дії малих доз іонізуючого випромінювання спостерігається модифікація структурного стану мембран [2], зміна поверхневого мембранного потенціалу та зовнішнього мікрооточення клітин [3]. Метою роботи було дослідити *in vitro* структурний стан мембран еритроцитів за впливу іонізуючої радіації (β-випромінювання ¹⁴С-лейцину) в поглинутих дозах 10⁻⁷ – 10⁻⁵ Гр.

Матеріали і методи досліджень

В дослідях використано еритроцити умовно здорових донорів. В процесі виконання роботи передбачені заходи безпеки здоров'я донорів, дотримання їх прав та морально-етичних норм у відповідності до конвенції Ради Європи про права людини і біомедицини Гельсінської декларації прав людини та відповідних законів України.

Еритроцити та тіні еритроцитів (ТЕ) отримували з цільної крові згідно [4].

Опромінення здійснювали внесенням в середовище інкубації радіонукліду ¹⁴С-лейцину з певною питомою активністю, яка дозволяла створювати дозу опромінення від 10⁻⁷ Гр до 10⁻⁵ Гр. Дози опромінення розраховували згідно [5]

$$D_i = 21,3 \cdot E_\beta \cdot C_t \cdot t,$$

де D_i – поглинена доза за час t (Гр); E_β – середня енергія випромінювання радіонукліда (МеВ); C_t – концентрація радіонукліда (Ки/л); t – час експозиції клітин з радіонуклідом (год.); 21,3 – коефіцієнт перерахунку радіоактивних одиниць (Ки/л) в одиниці поглиненої дози (Гр).

Клітинний електрофорез тіней еритроцитів проводили як наведено [6]. Для визначення швидкості руху вимірювали час пробігу клітиною дистанції (50-100 мкм) за різної полярності електричного поля. Потім знаходили середню швидкість переміщення клітин в електричному полі V , а величину електрофоретичної рухливості ЕФР визначали за формулою:

$$\text{ЕФР} = V/H = \rho LS/tI \text{ (мкм} \cdot \text{см} \cdot \text{с}^{-1} \cdot \text{В}^{-1}\text{)},$$

де ЕФР – електрофоретична рухливість (мкм·см·с⁻¹·В⁻¹); V – середня швидкість клітин (мкм·с⁻¹); H – градієнт потенціалу (В·см⁻¹); L – довжина пробігу клітини (мкм); ρ – питома провідність розчину (Ом⁻¹·см⁻¹); t – час пробігу клітини (с); S – площа поперечного перерізу експериментальної камери (см²); I – сила струму (А).

Інтенсивність флуоресценції триптофанових залишків мембранних білків реєстрували при 338 нм, а довжина хвилі збудження – 296 нм [7]. Середовище інкубації містило 0,1М КСl, 5мМ Тріс-НСl (рН 7,0 при 25 °С). Для гасіння флуоресценції триптофанових залишків білків мембран еритроцитів використовували гідрофільний гасник – акриламід. Дані по гасінню представляли в модифікованих координатах Штерна - Фольмера ($F_0/F_0 - F$ від $[Q]$).

Визначення параметрів зв'язування флуоресцентного зонду 1-анілінонафталін-8-сульфонат (АНС), а саме інтенсивність флуоресценції, константу зв'язування ($K_{\text{АНС}}$) та кількість місць зв'язування ($N_{\text{АНС}}$) проводили згідно [8] Інтенсивність флуоресценції АНС реєстрували при $\lambda_{\text{зб}}=370$ нм та $\lambda_{\text{фл}}=470$ нм. Всі вимірювання проводили на спектрофлуориметрі Shimadzu-RF510 (Японія) в кварцовій односантиметровій кюветі.

Експериментальні дані обробляли загальноприйнятими методами статистики [9].

Результати та їх обговорення

Для оцінки величини заряду на мембрані еритроцитів визначалась їх електрофоретична рухливість (ЕФР) методом мікроелектрофорезу після внесення в середовище інкубації радіонукліду. Розрахована доза радіації, поглинена клітинною суспензією, виходячи із кінцевої питомої активності ($1,2 \cdot 10^{-7}$ Кі/л) та часу інкубації з радіонуклідом (1 год), складала $1,5 \cdot 10^{-6}$ Гр, що являлась мінімальною дозою, яка викликала зміни ξ -потенціалу. Іонізуюча радіація у досліджуваній дозі $1,5 \cdot 10^{-6}$ Гр призводила до підвищення ξ -потенціалу еритроцитів в середньому на 17% відносно контролю. В контролі (без опромінення) ЕФР еритроцитів становила $0,96 \pm 0,06$ мкм·см·с⁻¹·В⁻¹, а за поглиненої дози $1,5 \cdot 10^{-6}$ Гр - $1,12 \pm 0,08$ мкм·см·с⁻¹·В⁻¹.

Таким чином, дія надмалих доз іонізуючої радіації на ξ -потенціалу свідчить про перерозподіл електричних зарядів, експонованих на клітинній поверхні, що і приводить до підвищення ξ -потенціалу. Це може обумовлюватись структурною перебудовою мембрани.

Структурний стан поверхневого шару мембран еритроцитів оцінювали з використанням флуоресцентного зонду АНС, який локалізується в мембрані на границі ліпід-вода [10]. Визначали параметри зв'язування цього флуоресцентного зонду з мембраною: константу зв'язування ($K_{\text{АНС}}$) і число місць зв'язування ($N_{\text{АНС}}$). Встановлено, що за дії іонізуючого випромінювання спостерігаються різнонаправлені зміни параметрів зв'язування АНС з препаратами ТЕ (табл. 1). Найбільше зростання величини показника $K_{\text{АНС}}$ в середньому на 28% відносно контролю спостерігається при поглинутій дозі 10^{-7} Гр. Найбільш значиме зниження $N_{\text{АНС}}$ (в середньому на 19%) спостерігається при поглинутій дозі 10^{-5} Гр. За цих умов не змінюється інтенсивність флуоресценції зв'язаного в мембраною АНС.

Таблиця 1. Спектральні характеристики флуоресцентного зонду АНС, зв'язаного з мембранними препаратами, за дії іонізуючої радіації ($M \pm m$, $n=7$)

Контроль	Поглинута доза, Гр		
	10^{-7}	10^{-6}	10^{-5}
Інтенсивність флуоресценції АНС, відн.од.			
$1,00 \pm 0,02$	$1,09 \pm 0,07$	$1,0 \pm 0,08$	$1,05 \pm 0,09$
Константа зв'язування $K_{\text{АНС}}$, 10^4 M^{-1}			
$4,06 \pm 0,48$	$5,19 \pm 0,59^*$	$4,61 \pm 0,47$	$4,48 \pm 0,41$
Кількість місць зв'язування $N_{\text{АНС}}$, нмоль/мг білку			
$10,15 \pm 0,78$	$10,2 \pm 0,96$	$9,49 \pm 0,86$	$8,27 \pm 0,62^*$

* – $p \leq 0,05$ відносно контролю.

Зміни параметрів флуоресценції мембранозв'язаного АНС можуть бути пов'язані з локальними структурними перебудовами мембрани в місцях зв'язування зонду, які визначаються як фізичними властивостями його мікрооточення (полярністю та мікрово'язкістю), так і модифікацією мембранних білків чи ліпідів в зоні полярних голівок фосфоліпідів [11].

Відомо, що основу структурної та функціональної цілісності біологічної мембрани складають білок-ліпідні взаємодії, які в значній мірі залежать від структурної організації білкових молекул в мембрані [7]. Власну флуоресценцію білків при збудженні в ультрафіолетовій області спектру переважно обумовлює наявність триптофанових залишків.

Величина інтенсивності флуоресценції триптофанових залишків білкових молекул (F_0) в мембранах еритроцитів за поглинутої дози 10^{-7} Гр знижується (на 7% відносно контролю), а при поглинутій дозі 10^{-5} Гр - зростає (на 9% відносно контролю) (табл. 2). Зростання інтенсивності флуоресценції може бути зумовлено такими структурними перебудовами білкової молекули, які супроводжуються переходом триптофанових залишків у більш гідрофобну область, а зниження флуоресценції – переходом у більш полярну область, оскільки флуоресценція триптофанілів чутлива до полярності розчинника.

Для оцінки конформаційних змін білкових молекул за дії опромінення вивчали гасіння триптофанової флуоресценції мембран зовнішнім нейтральним полярним гасником – акриламідом. При цьому враховували гетерогенність флуорофорних груп, тобто наявність тих, які піддаються

гасінню (наприклад, знаходяться на поверхні молекули білка) і тих, які не піддаються (наприклад, розміщені всередині білкової глобули) [7]. Саме у випадку наявності в досліджуваному препараті флуорофорних груп з різною здатністю до гасіння акриламідом може спостерігатись відхилення від прямолінійної залежності кривих гасіння в координатах Штерна-Фольмера. В такому випадку для розрахунку параметрів гасіння власної білкової флуоресценції зручно використовувати модифіковане рівняння Штерна-Фольмера [12].

Встановлені параметри гасіння флуоресценції (табл. 2): величина константи гасіння (K_{SV}) та частка доступних для гасіння триптофанових залишків (β) відносно контрольних значень, вказують на відсутність змін внутрішньо-молекулярної рухливості білкових молекул за дії іонізуючої радіації на мембранні препарати еритроцитів.

Таблиця 2. Параметри гасіння акриламідом триптофанової флуоресценції мембранних препаратів за дії іонізуючої радіації, ($M \pm m$, $n=7$)

Контроль	Поглинута доза, Гр		
	10^{-7}	10^{-6}	10^{-5}
Інтенсивність флуоресценції (F), відн. од.			
$1,00 \pm 0,06$	$0,95 \pm 0,06$	$1,09 \pm 0,05$	$1,11 \pm 0,11$
Константа Штерна-Фольмера (K_{SV}), M^{-1}			
$4,33 \pm 0,35$	$3,57 \pm 0,36$	$4,24 \pm 0,39$	$3,79 \pm 0,32$
Частка триптофанових залишків, які доступні гасінню (β), відн.од.			
$0,43 \pm 0,03$	$0,49 \pm 0,04$	$0,47 \pm 0,03$	$0,50 \pm 0,04$

Висновки

Використання в якості модельної системи мембран еритроцитів *in vitro* дозволило дослідити безпосередню дію надмалих доз іонізуючої радіації ($10^{-7} - 10^{-5}$ Гр) на субмембранні структури, що лежить в основі механізмів дії опромінення за цих доз. Виявлено структурні перебудови поверхневого шару мембран еритроцитів в інтервалі доз $10^{-7} - 10^{-5}$ Гр. Причому структурна модифікація мембрани із зростанням поглинutoї дози до 10^{-5} Гр призводить до зменшення кількості центрів зв'язування АНС та змін їх властивостей. Встановлені різнонаправлені зміни досліджуваних показників структурного стану мембран в інтервалі доз $10^{-7} - 10^{-5}$ Гр свідчать про особливості реалізації структурної відповіді мембран в полі дії надмалих доз випромінювання.

Література

1. Masse R. Ionizing radiation //C. R. Acad. Sci. III. – 2000. – Vol. 323, № 7. – P.633-640.
2. Эйдуc Л.Х. Мембранный механизм биологического действия малых доз. – М.: Изд-во Ин-та теор. и экспер. физики, 2001. – 81 с.
3. Жирнов В.В., Калашникова Л.Є., Засуха В.А. Вплив малих доз іонізуючого випромінювання на поверхневий заряд мембран поліморфноядерних лейкоцитів //Науковий вісник Національного аграрного університету. – 2001. – №. 45. – С.182-185.
4. Транспортные аденозинтрифосфатазы. Современные методы исследования / Под ред. А.А. Болдырева. – Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1977. – 195 с.
5. Loevinger R. Distribution of adsorption energy around a point source of β -radiation // Science. – 1956. – Vol. 112, № 2. – P. 530.
6. Мирошников А.И. Электрофизический анализ и разделение клеток / Мирошников А.И., Фомченков В.М., Иванов А.Ю. – Москва: Наука, 1986. – С.84-88.
7. Демченко А.П. Люминесценция и динамика структуры белков. - К.: Наук.думка, 1988. - 280с.
8. Добрецов Г.Е. Флуоресцентные зонды в исследовании клеток, мембран и липопротеидов. - М.: Наука, 1989. - 277с.
9. Кучеренко М.Є., Бабенюк Ю.Д., Войціцький В.М. Сучасні методи біохімічних досліджень. -К.: Фітосоціоцентр, 2001. - 424с.
10. Лебедь О.И., Жирнов В.В., Жила В.А. Структурные изменения в мембранах пролиферирующих лейкоцитов а-41 под действием низких доз ионизирующей радиации //Укр. биохим.журнал. – 1997. – Т.69, №5-6. – С.91-97.
11. Хижняк С.В., Ващенко І.В., Бублик А.А., Кисіль О.О., Войціцький В.М. Вплив сублетальних доз іонізуючої радіації на структурно-динамічні властивості білкових молекул апікальної мембрани еритроцитів // Вісник Київського університету імені Тараса Шевченка. Сер. Біологія. – 1999. – Вип.29. – С.21-23.
12. Кучеренко М.Є., Хижняк С.В., Вексларський Р.З. та ін. Ентероцити тонкої кишки та радіація. – Київ: Фітосоціоцентр, 2003. – 176 с.

ЕКОЛОГО-РАДІАЦІЙНА ОЦІНКА РИЗИКУ ЗАБРУДНЕННЯ РИБИ ^{137}Cs І ^{90}Sr У ПРІСНОВОДНИХ ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ НА ПІЗНІЙ СТАДІЇ АВАРІЇ НА ЧАЕС

Хомутінін Юрій Володимирович, Кузьменко Андрій Вікторович, Павлюченко Валентина Володимирівна

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології (УкрНДІСХР)
Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна

Рибництво – важлива галузь сільськогосподарського виробництва. Відомо, що риба і рибопродукти є одним із важливих джерел отримання населенням повноцінних білків тваринного походження. На території, що зазнала забруднення радіоактивними випадіннями внаслідок Чорнобильської аварії знаходиться велика кількість водойм, крупні і дрібні річки, штучні водосховища, великі і малі озера. Ці водойми є місцями вилову риби, яка на рівні з молоком, м'ясом, овочами та дарами лісу складає раціон харчування місцевих жителів. Наприклад, вміст ^{137}Cs в м'язах риби в озері Білому, що розташоване на заході Рівненської області у 280 км від ЧАЕС, за результатами 2006-2007 років становить 320-420 Бк/кг.

Незважаючи на той факт, що нині середнє споживання риби в раціоні харчування населення України є незначним, для окремих категорій населення, наприклад, рибалок і членів їх сімей, воно може бути значимим при оцінці перорального вступу радіонуклідів в організм. До того ж і сучасні підходи радіаційного захисту певних груп населення рекомендують розглядати характерну (референтного) людину (Representative Person) для такої групи [1]. У зв'язку з цим, оцінка ризику перевищення вмістом ^{137}Cs і ^{90}Sr у рибі встановлених Державних нормативів (ДР-2006 [2], $^{137}\text{Cs} < 150$ Бк/л, $^{90}\text{Sr} < 35$ Бк/л, $\text{Cs} / 150 + \text{Sr} / 35 < 1$) і нині на пізній стадії аварії на ЧАЕС, є актуальним [3].

Мета досліджень. Розробка методології оцінки ризику перевищення вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в рибах основних промислових видів в водоймах різних типів встановлених Державних нормативів на пізній стадії аварії на ЧАЕС, яка не потребує значних затрат.

Матеріали й методи. Матеріалом для виконання цієї роботи були результати моніторингу забруднення основних промислових в риб ^{137}Cs і ^{90}Sr , що отримані в УкрНДІСХР на протязі 2001-2013 років в водоймах різних типів в Зоні відчуження ЧАЕС і в Зоні безумовного (обов'язкового) відселення і на прилеглих територіях та відповідні коефіцієнти накопичення. При оцінці параметрів залежності коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr від вмісту у воді відповідно іонів K^+ і Ca^{++} для основних промислових риб та їх статистичних характеристик були використані як власні дані, так літературні дані, що були отримані різними авторами до і після аварії на ЧАЕС в Україні, Білорусі, Росії, Західній Європі, Швеції, Фінляндії, Казахстані, країнах Прибалтики, Північної Америки [19-36]. Оскільки Державні гігієнічні нормативи (ДР-2006) [2] визначають допустимий вміст ^{137}Cs (<150 Бк/кг) і ^{90}Sr (<35 Бк/кг) в цілому для свіжої риби, рибних напівфабрикатів і рибних продуктів, усі коефіцієнти накопичення (як літературні, так і власні) були перераховані на випрошену і почищену рибу із врахуванням інформації про ваговий склад м'язів і кісток риб (86% і 14% відповідно) та співвідношення вмісту ^{137}Cs м'язах і кістках (q_{Cs}^{M-K}) і ^{90}Sr кістках і м'язах (q_{Sr}^{K-M}) різного виду риб, що отримані за результатами аналізу власних та літературних даних (Табл.1).

Таблиця 1– Медіані значення q_{Cs}^{M-K} і q_{Sr}^{K-M} для основних промислових риб

№	Назва риби	q_{Cs}^{M-K}	q_{Sr}^{K-M}	№	Назва риби	q_{Cs}^{M-K}	q_{Sr}^{K-M}
1	Карась	3.0	38	7	Лин	1.8	51
2	Сазан, короп	7.0	44	8	Щука	2.0	74
3	Плітка	1.9	44	9	Окунь	3.6	63
4	Лящ	2.8	46	10	Судак	3.2	27
5	Плоскирка		58	11	Білізна	2.1	30
6	Краснопірка	3.3	43	12	Сом	2.6	78

Визначення в воді вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr проводилося після їх концентрації. ^{137}Cs концентрувався з допомогою системи Анфеж® (розробка НПП "ЭКСОРБ" [4]), а розчинений ^{90}Sr переводився в карбонатний опад з додатком мітки стабільного стронцію. Вимір активності ^{137}Cs проводився на γ -спектрометрі ADCAM-300 з напівпровідниковим детектором GEM-30185, а ^{90}Sr – стандартним радіохімічним методом [5]. Похибка виміру вмісту ^{137}Cs складала $\approx \pm 12\%$, а ^{90}Sr – $\approx \pm 10\%$ на рівні сигми.

Вимір вмісту іонів калію і кальцію у пробах води проводився в лабораторії якості і безпеки продукції АПК Українського навчально-наукового інституту якості біоресурсів та безпеки життя. Для визначення іонів кальцію у воді $[\text{Ca}^{++}]$ використовувався об'ємний (трилонометричний) метод, а для визначення іонів калію у воді $[\text{K}^+]$ – полум'яно – фотометричний метод. Похибка виміру вмісту іонів калію і іонів кальцію складала $< 10\%$ на рівні сигми. Виміри активності ^{137}Cs у пробах м'язів риб проводилися в пластиковій посуді об'ємом 100 см^3 також на γ -спектрометрі ADCAM-300. Похибка виміру вмісту ^{137}Cs складала $\pm(5-25)\%$ на рівні сигми, залежно від активності проби. ^{90}Sr вимірювали в кістках риб. Для цього проби кісток озолляли в муфельній печі при температурі 600°C . Активність ^{90}Sr у золі визначалася або прямими вимірами зразків на β -спектрометрі СЕБ-01 (АКП, Україна), з вирахуванням вкладу β -активності, яка додається ізотопами ^{40}K та ^{137}Cs , або після його радіохімічного виділення. При радіохімічному виділенні ^{90}Sr в якості мітки для визначення його хімічного виходу використали ^{85}Sr . Результати, що були отримані на β -спектрометрі СЕБ-0.1, перераховувалися з використанням колібровочного співвідношення між результатами визначення питомої активності ^{90}Sr у золі кісток на β -спектрометрі СЕБ-0.1 і результатами, отриманими радіохімічним методом. Похибка виміру вмісту ^{90}Sr складала $\approx \pm 25\%$ на рівні сигми. Для обробки результатів і оцінки параметрів залежності коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr від вмісту у воді відповідно іонів K^+ і Ca^{++} були використані методи статистичного аналізу [6,7].

Результати досліджень. Вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у рибах різного виду у водоймі визначається в цілому радіоактивним забрудненням середовища в якому вони перебувають. Це, насамперед, вода та кормова база. Оскільки забруднення радіонуклідами кормової бази риб також обумовлено вмістом їх у воді, то прийнято розглядати вміст радіонуклідів у рибі C_f (Бк/кг) в повільно мінливій фазі радіоактивного забруднення (рівноважній по забрудненню радіонуклідами водної екосистеми) як функцію C_w (Бк/л) – питомої активності цих радіонуклідів у воді водоймища: $C_f^{Cs} = CF_{Cs} \cdot C_w^{Cs}$ і $C_f^{Sr} = CF_{Sr} \cdot C_w^{Sr}$. Це в повній мірі відноситься до пізньої стадії аварії на ЧАЕС. Коефіцієнти накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr в рибі залежать від умов конкретної водойми і зокрема від коефіцієнтів у воді іонів калію $[\text{K}^+]$ (мг/л) $CF_{Cs} = a_{Cs} / (K_w^+)^{b_{Cs}} \cdot C_w^{Cs}$; іонів кальцію $[\text{Ca}^{++}]$ (мг/л) $CF_{Sr} = a_{Sr} / (Ca_w^{++})^{b_{Sr}} \cdot C_w^{Sr}$, де a_{Cs} (a_{Sr}) і b_{Cs} (b_{Sr}) – параметри, які зв'язують CF_{Cs} з концентрацією іонів калію $[\text{K}^+]$ і CF_{Sr} з концентрацією іонів кальцію $[\text{Ca}^{++}]$ у воді водойми [8,9].

У цій роботі розглянуто та проаналізовано середньорічний вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr в рибі і відповідні ризики перевищення цих характеристик встановлених ДР-2006 нормативів. Оскільки середньорічні оцінки вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в рибі ($\bar{C}_f^{Cs}$ і $\bar{C}_f^{Sr}$), середньорічні оцінки вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr ($\bar{C}_w^{Cs}$ і $\bar{C}_w^{Sr}$) і оцінки середньорічної концентрації іонів калію і іонів кальцію ($\bar{K}_w^+$ і $\bar{Ca}_w^{++}$) у воді водойм на практиці отримані на основі випадкових вибірок, то ці значення розглянуті як випадкові величини з [10]. Відповідно і коефіцієнти накопичення для кожного виду риби також є випадкові величини з логнормальним законом розподілу ймовірностей.

У воді основних водойм, що розташовані в зоні відчуження ЧАЕС і за її межами, починаючи з моменту аварії ведеться моніторинг вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr . Основні результати цього моніторингу представлені в численних статтях, докладах і монографіях [11-18]. Використовуючи ці джерела нами були отримані оцінки варіабельності середньорічних значень вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді водойм відносно відповідних трендів (стандартне відхилення логарифму – s_{ln}) для пізньої стадії аварії на ЧАЕС (після 2000 року). Ці результати наведені в таблиці 2 для характерних водойм Зони відчуження ЧАЕС, Зоні безумовного (обов'язкового) відселення і прилеглих територій. При відсутності інформації про варіабельність середньорічних значень вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді водойм відносно тренду у першому наближенні можливо використати середню величину $s_{Ln(w)} = 0.2$.

Таблиця 2– Стандартне відхилення логарифму середньорічних значень вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді водойм відносно відповідних трендів

№	Водойми	$S_{Ln(w)}$	
		^{137}Cs	^{90}Sr
1	ВО ЧАЕС	0.11	
2	о. Азбучин	0.20	0.25
3	о. Глибоке	0.16	0.13
4	Семиходський затон	0.16	0.18
5	Янівський затон	0.16	0.19
6	р. Прип'ять(Чорнобиль)	0.31	0.21
7	р. Уж	0.31	0.22
8	р. Дніпро(Неданчічі)	0.15	0.12
9	р. Десна(Чернігів)	0.30	0.14
10	Київське водосховище (Вишгород)	0.17	0.25
11	Канівське водосховище	0.13	0.30
	Середнє значення	0.20	0.20

На основі вказаних у розділі **Матеріали й методи** джерел за забрудненням ^{137}Cs і ^{90}Sr води і риби у водоймах різних типів, відповідних коефіцієнтів накопичення були побудовані залежності коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr від вмісту у воді іонів K^+ і Ca^{++} для випотрошеної і почищеної риби, оцінені їх параметри і характеристики остаточної варіабельності (стандартне відхилення логарифму відносно тренду – $S_{Ln(CF)}$). Ці параметри і характеристики для характерних промислових риб наведені в таблиці 3 з вказівками похибок на рівні $\pm\sigma$. Приклади відповідності спостережуваних значень коефіцієнтів накопичення отриманих залежностей показані на рисунку 1.

Таблиця 3– Оцінки параметрів залежності коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr рибами від вмісту у воді іонів K^+ і Ca^{++} для характерних промислових риб

Назва риби	^{137}Cs			^{90}Sr		
	a_{Cs}	b_{Cs}	$S_{Ln(CF)}$	a_{Sr}	b_{Sr}	$S_{Ln(CF)}$
Щука (<i>Esox lucius</i>)	5052 ⁺³⁵¹ ₋₃₂₈	0.69±0.04	0.66	3361 ⁺⁶²⁰ ₋₅₂₃	1.14±0.05	0.64
Окунь (<i>Perca fluviatilis</i>)	5690 ⁺³⁷¹ ₋₃₄₈	0.70±0.04	0.77	3911 ⁺⁹³⁰ ₋₇₅₅	1.07±0.07	0.73
Лящ (<i>Abramis brama</i>)	2034 ⁺³⁶¹ ₋₃₀₇	0.87±0.12	0.88	1018 ⁺⁷³⁹ ₋₄₂₈	0.61±0.15	0.59
Плітка (<i>Rutilus rutilus</i>)	2173 ⁺¹⁹⁷ ₋₁₈₀	0.76±0.05	0.71	2897 ⁺¹⁷²⁰ ₋₁₀₃₅	0.89±0.13	0.84
Сазан(Короп) (<i>Cyprinus carpio</i>)	1504 ⁺²²⁹ ₋₁₉₉	0.72±0.07	0.77	1701 ⁺¹⁰⁵³ ₋₆₅₀	0.80±0.11	0.59

При відомих значеннях середньорічного вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr і іонів K^+ і Ca^{++} в воді водойма параметри a_{Cs} (a_{Sr}) і b_{Cs} (b_{Sr}), що наведені в таблиці 3, дозволяють оцінити середньорічний вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr для випотрошеної і почищеної риби у водоймах з різними гідрохімічними характеристиками на пізній стадії аварії на ЧАЕС. Статистичні характеристики $S_{Ln(w)}$ і $S_{Ln(CF)}$, що наведені в таблицях 2 і 3, дозволяють оцінити загальну варіабельність середньорічного вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в випотрошеної і почищеної риби ($\bar{C}_f^{Cs}$ і $\bar{C}_f^{Sr}$), що обумовлена варіабельністю радіонуклідів в воді і варіабельністю відповідного коефіцієнта накопичення $s = \sqrt{s_{Ln(w)}^2 + s_{Ln(CF)}^2}$, а також ризик q перевищення вмістом ^{137}Cs і відповідно ^{90}Sr для випотрошеної і почищеної риби встановлених Державних нормативів (ДР-2006) в водоймах різних типів $q^{Cs} = \text{Ver}(\bar{C}_f^{Cs} > 150)$, $q^{Sr} = \text{Ver}(\bar{C}_f^{Sr} > 35)$ і $q^Z = \bar{C}_f^{Cs} / 150 + \bar{C}_f^{Sr} / 35 > 1$. Величини q^{Cs} , q^{Sr} , q^Z можуть розглядатися як частка популяції риби даного виду у водоймищі, в якій вміст ^{137}Cs (^{90}Sr) перевищує встановлені ДР-2006 нормативи.

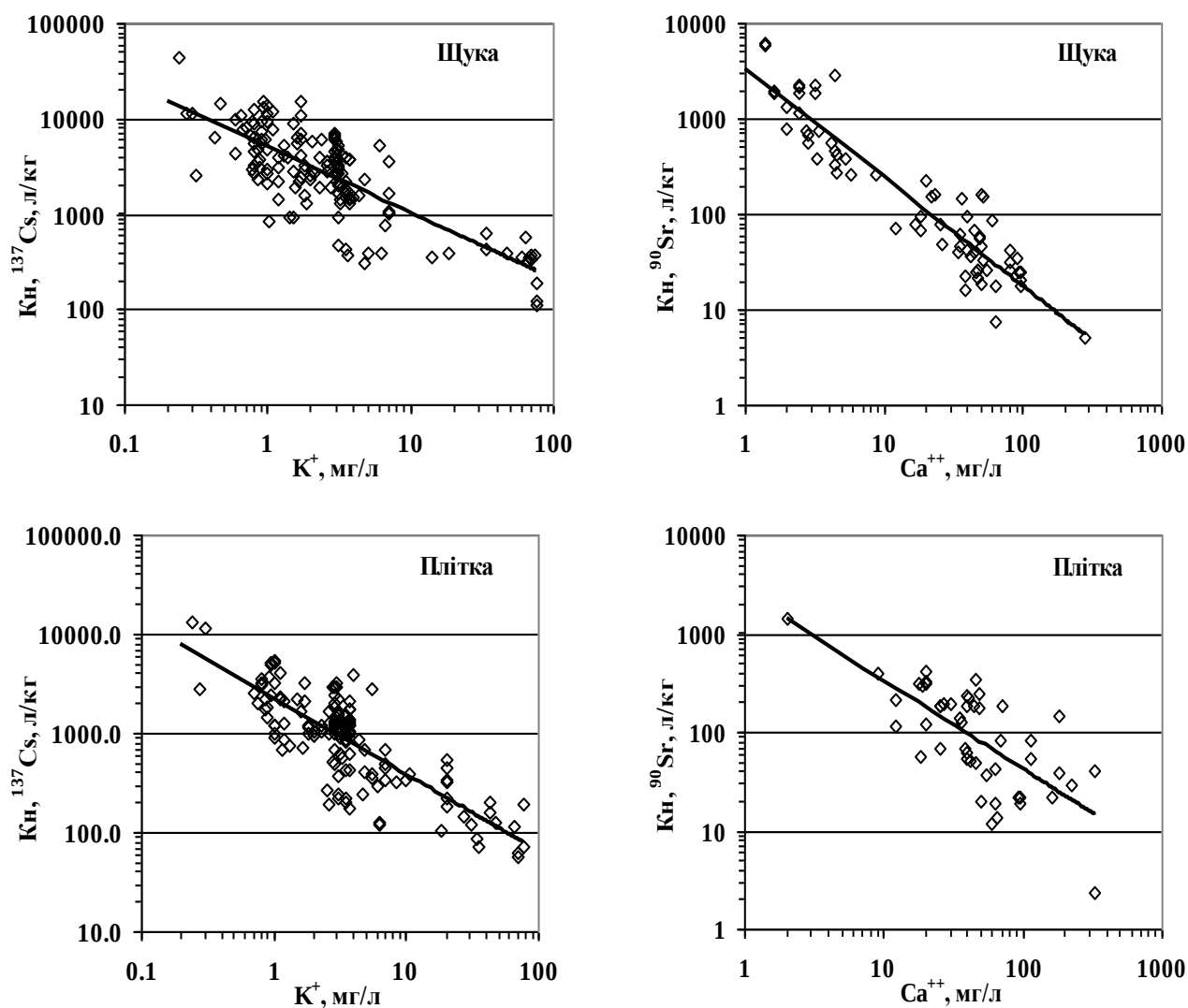


Рисунок 1 – Залежність коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr від вмісту у воді іонів K^+ і Ca^{++} для характерних хижих і «мирних» риб

В таблиці 4 наведені оцінки ризиків q^{Cs} , q^{Sr} , q^{Σ} для різних водойм Зони відчуження ЧАЕС і прилеглих територій на 2013 рік

Таблиця 4– Оцінки ризиків перевищення встановлених ДР-2006 нормативів для різних водойм Зоні відчуження ЧАЕС і прилеглих території на 2013 рік

№	Водойми	Щука			Плітка		
		q^{Cs}	q^{Sr}	q^{Σ}	q^{Cs}	q^{Sr}	q^{Σ}
1	Усівський затон	0.93	0.32	0.992	0.58	0.68	0.97
2	р. Прип'ять(Чорнобиль)	0.11	0.013	0.22	0.037	0.047	0.17
3	р. Уж (Черевач)	0.097	0.0025	0.16	0.011	0.092	0.17
4	р. Ілля (Рудня-Іллінецька)	0.74	0.36	0.96	0.26	0.71	0.92
5	р. Дніпро(Неданчічі)	0.0001	0	0.0001	0	0	0
6	р. Десна(Чернігів)	0	0	0	0	0	0
7	р. Тетерів (с.Оране)	0.001	0	0.001	0	0.005	0.005
8	Київське водосховище	0.004	0	0.004	0.0001	0.0067	0.009
9	Канівське водосховище	0	0	0	0	0	0

Висновки. Запропоновано методологія оцінки ризику перевищення вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у рибі встановлених Державних нормативів (ДР-2006) в водоймах різних типів на пізній стадії аварії на ЧАЕС. Показано її реалізація на прикладі водойм Зони відчуження ЧАЕС і водойм на прилеглих територіях для характерних видів промислових риб. Ця методологія не вимагає значних матеріальних витрат. Її практичне застосування потребує лише репрезентативне визначення вмісту ^{137}Cs , ^{90}Sr та іонів K^+ , Ca^{++} у воді водоймища.

Отримані в роботі результати підтверджують, що в даний час основні ризики перевищення вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в рибах різних видів встановлених Державних нормативів (ДР-2006) зосереджені в водоймах Зони відчуження ЧАЕС

Список літератури

1. ICRP Publication 103 / Ed. J. Valentin. ELSEVIER:Published by Elsevier Ltd., 2007, 332 P.
2. ДЕРЖАВНІ ГІГІЄНИЧНІ НОРМАТИВИ. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. (ДР-2006).—Київ, 2006.—13с.
3. Smith J.T., Voitsekhovitch O.V., Hilton J. //J. Envir. Radioactivity. 2001. V.56. P.11–32.
4. Определение радионуклидов цезия в водных растворах//Электронный ресурс.—<http://www.eksorb.com/catalog/1/>
5. Павлоцкая Ф.И. Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов // Журн. аналит. химии.—1997. —Т. 52. № 2. —С. 126–143.
6. Айвазян С.А., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д. Прикладная статистика. Исследование зависимостей.— М.: Финансы и статистика, 1985.—488с.
7. Афифи А., Эйзен С. Статистический анализ. Подход с использованием ЭВМ.—М.: Мир, 1992.— 488с.
8. Smith J. T., Kudelsky A.V., Ryabov I.N., Hadderingh R.H. Radiocaesium concentration factors of Chernobyl-contaminated fish: a study of the influence of potassium, and “blind” testing of a previously developed model // Journal of Environmental Radioactivity.—2000.— Vol. 48 .— P. 359–369.
9. Хомутийн Ю. В., Кашпаров В. А., Кузьменко А. В. Зависимость коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема // Радиационная биология. Радиоэкология.—2011.— Т.51, № 3.— С. 374–384.
10. Oleksyk T.K., Gashchak S. P., Glenna T.C., Jagoea C. H., Pelesd J.D., Purdue J.R., Tsyusko O.V., Zalissky O.O., Smitha M.H. Frequency distributions of ^{137}Cs in fish and mammal populations // Journal of Environmental Radioactivity.— 2002.— Vol. 61 .— P. 55-74.
11. Jim T. Smith and Nicholas A. Beresford Chernobyl – Catastrophe and Consequences.- Praxis Publishing Ltd, Chichester, UK, 2005.— 310p.
12. Бюллетень екологічного стану зони відчуження та безумовного (об’язкового) відселення.— Київ: Чорновильінтерінформ.— 2000-2011рр.
13. Радиационная обстановка на территории России и соароедельных государств. ЕЖЕГОДНИК. 2003-2012 pp.— Обнинск.
14. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: Двадцатилетний опыт.— МАГАТЭ, Вена, 2008.
15. Radiological conditions in the Dnieper River basin : assessment by an international expert team and recommendations for an action plan. — Vienna : International Atomic Energy Agency, 2006.
16. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України .— К.: Атіка, 2006.— 232 с.
17. Recent Research Activities about the Chernobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia.-Research Reactor Institute, Kyoto University, 2002.-306p.
18. Sasina, N.V., Smith, J.T., Kudelsky, A.V., Wright, S.M. “Blind” testing of models for predicting the ^{90}Sr activity concentration in river systems using post-Chernobyl monitoring data// Journal of Environmental Radioactivity.—2007, Vol 92.— P. 63-71.
19. Smith, Jim, Kudelsky, A., Ryabov, I., Hadderingh, R. and Bulgakov, A. Application of potassium chloride to a Chernobyl contaminated lake: modelling the dynamics of radiocaesium in an aquatic ecosystem and decontamination of fish// Science of the Total Environment, 305 (1-3), 2003. —P. 217-227.
20. Bortoli, M. de, P. Gaglione, A. Malvicini, and C . Polvani, Concentration factors for strontium and caesium in fish of the lakes in the region of Varese (Northern Italy) Minerva, Fisiconucleare, 1967.—P. 324-331.

21. David J. Rowan and J.B. Rasmussen. 1994. Bioaccumulation of radiocesium by fish: the influence of physicochemical factors and trophic structure// Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51.–P.2388-2410.
22. Kolehmainen, S., Hasanen E., and Miettinen J.K. Cesium-137 levels in fish of different limnological types of lakes in Finland during 1963// Health Phys. 12, 1966.–P.917-922.
23. Saxén R., Rask M., Ruuhijärvi J., Vuorinen P. J., Rantavaara A., Koskelainen U. ¹³⁷Cs in small forest lakes of Finland after the Chernobyl accident.-Helsinki, Finland, 2009.-40p.
24. Saxén R., Koskelainen U., Alatalo M. Transfer of Chernobyl-derived ¹³⁷Cs into fishes in some Finnish lakes. STUK-A170. Helsinki 2000, 56 p.
25. Agneda, P. O. , Calcium and strontium in Swedish waters and fish and accumulation of strontium-90, IN Radioecological concentration process, 8. Aberg and F. P. Hungate (eds.), pp. 879-896 (1967), Proceedings of the International Symposium, Stockholm, April 25-29, 1966.
26. Ophel I. L., Fraser C. D, and Judd J. M, Strontium concentration factors in biota and bottom sediments of a freshwater lake, EUR-4800 (May 1972).
27. EcoDoses Improving radiological assessment of doses to man from terrestrial ecosystems/Edited by: Tone D. Bergan, Ali Hosseini, Astrid Liland, Øyvind G. Selnes, and Håvard Thørring, NRPA, Norway, 2005
28. Солюс А.А., Флейшман Д.Г., Леонтьев В.Г. Накопления ¹³⁷Cs рыбами пресноводных озер // Вопросы ихтиологии.–1970.– Т. 10, вып. 6(65).
29. Слока Я.Я. Радиология водных организмов. Радиозоэкологические исследования накопления стронция-90 в озерах различной трофности.- Рига: издательство "Зинатне", 1972.-126с.
30. Вадзис Д.Р., Ленерте М.П., Сейсума З.К., Слока Я.Я. Стронций и кальций в природных пресноводных экосистемах.– Рига: Зинатне, 1979.–196с.
31. Каглян А. Е., Гудков Д. И, Кленус В. Г., Широкая З. О, Поморцева Н. А., Юрчук Л. П., Назаров А. Б. Радионуклиды в аборигенных видах рыб Чернобыльской зоны отчуждения // Ядерная физика и энергетика, 2012, Т. 13, № 3.–с.306-315.
32. Каглян О., Кленус В., Гудков Д., Широка З., Кузьменко М., Назаров О., Юрчук Л., Ткаченко В. Рівні накопичення ¹³⁷Cs хижаками видами риб водойми зони відчуження Чорнобильської // Вісник Львів. ун-ту Серія фізична. 2010. Вип.53.– С.100-105
33. Рябов И.Н. Радиозоология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС: по материалам экспедиционных исследований. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 215 с.
34. Кузьменко М.І., Романенко В.Д., Деревец В.В. та ін. Радіонукліди в водних екосистемах України. Вплив радіоактивного забруднення на гідробіоти зони відчуження.– Київ: "Чорнобильінтерінформ", 2001.–318 с.
35. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах/ За ред. академіка В.Д. Романенко.–К.: Наукова думка, 2010.–263с.
36. Зарубин О.Л., Волкова Е.Н., Беляев В.В., Широкая З.О. Радионуклиды в компонентах экосистемы Каневского водохранилища// Гидробиологический журнал.– 2013.– т.39, №.1.– С. 39–50.

ГЕМАТОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ ЛАБОРАТОРНИХ ЩУРІВ ЗА ОДНОРАЗОВОГО ПЕРОРАЛЬНОГО НАДХОДЖЕННЯ ДО ОРГАНІЗМУ РАДІОНУКЛІДУ ^{131}I

Циганок Т.В., Тарасенко Л.В., Бездробна Л.К.

Інститут ядерних досліджень НАН України

Після аварії на ЧАЕС найбільш активно досліджується вплив на живі організми довгоіснуючих радіонуклідів чорнобильського викиду, в першу чергу ^{137}Cs і ^{90}Sr , і невиправдано недостатня увага приділяється вивченню ефектів короткоживучого ізотопу ^{131}I (крім вивчення патології органу-мішені – щитоподібної залози). Як відомо, в перші місяці після аварії на ЧАЕС, саме ^{131}I був одним із основних дозоутворюючих елементів. Ізотопи йоду також утворюються при роботі ядерно-енергетичних підприємств.

Система крові є однією з найбільш радіочутливих систем організму. У зв'язку з цим експериментальні дослідження показників периферійної крові після надходження відносно невеликих активностей радіонукліду ^{131}I є доцільними.

Матеріали і методи

Дослідження виконано на лабораторних щурах лінії Вістар, яких утримували на стандартному раціоні. Вік тварин 3 - 3,5 місяці, вихідна маса тіла – 190 - 210 грамів. Розчин натрію йодиду (^{131}I) з активністю 3,3 кБк та 19,16 кБк на тварину вводили щурам перорально за допомогою зонду. При активності 3,3 кБк/тварину поглинені дози опромінення в кровотворних органах та крові становили: селезінці – $1,85 \cdot 10^{-5}$ Гр, кістковому мозку – $1,85 \cdot 10^{-4}$ Гр, периферійній крові – $9,9 \cdot 10^{-5}$ Гр; при активності 19,16 кБк/тварину – селезінці – $2,33 \cdot 10^{-4}$ Гр, кістковому мозку – $17,73 \cdot 10^{-4}$ Гр (визначення методом радіометрії).

Дослідження периферійної крові проводили за 1 добу до введення щурам розчину натрію йодиду (^{131}I) – вихідні дані, і через 1, 3, 7, 14 та 30 доби після введення препарату. На кожний термін досліджено по 6 тварин. Паралельно досліджували контрольну групу інтактних щурів (5 тварин), які не отримували препарат. Визначали кількість еритроцитів, лейкоцитів і лейкоцитарну формулу.

Кров брали з хвостової вени шляхом відрізання кінчика хвоста. Кількість формених елементів (лейкоцитів, еритроцитів) визначали пробірковим методом. Підрахунок проводили в камері Горяєва. Для обрахунку формули крові готували мазки крові, які фарбували за Папенгеймом [1]. Підрахунок клітин у мазках проводили під світловим мікроскопом при збільшенні $\times 900$. Аналізували по 200 клітин, підраховували відсотковий вміст складових клітин лейкоцитарної фракції – лейкоцитарну формулу [2].

Результати та їх обговорення

Аналіз вихідних даних кількості формених елементів периферійної крові та лейкоцитарної формули піддослідних тварин показав, що їх показники знаходяться в межах вікової норми здорових лабораторних щурів [3].

Одноразове введення щурам ^{131}I у активностях 3,3 кБк та 19,16 кБк на тварину не викликало вірогідних змін кількості еритроцитів у кров'яному руслі впродовж 30 діб спостереження (табл. 1).

Таблиця 1. Кількість еритроцитів у периферійній крові лабораторних щурів за одноразового перорального надходженні натрію йодиду ^{131}I ($10^{12}/\text{л}$, $M \pm m$, p)

Активність, кБк/тварину	Вихідні дані	Термін спостереження після введення ^{131}I , доба				
		1	3	7	14	30
3,3	$7,84 \pm 0,30$	$8,74 \pm 0,28$ $p = 0,114$	$7,58 \pm 0,26$ $p = 0,559$	$8,19 \pm 0,22$ $p = 0,389$	$8,03 \pm 0,30$ $p = 0,716$	$8,68 \pm 0,33$ $p = 0,130$
19,16	$7,41 \pm 0,37$	$8,07 \pm 0,19$ $p = 0,418$	$7,96 \pm 0,32$ $p = 0,231$	$8,08 \pm 0,21$ $p = 0,357$	$7,80 \pm 0,35$ $p = 0,148$	$8,88 \pm 0,35$ $p = 0,501$

Дослідження лейкоцитарної ланки периферійної крові виявило наступне. Після введення активності 3,3 кБк на 1 і 3 доби спостерігали вірогідне збільшення кількості лейкоцитів, порівняно з вихідними значеннями у цих щурів, і подальшу їх нормалізацію у наступні терміни спостереження (табл.2). Паралельне обстеження групи контрольних щурів, яким не вводили ^{131}I , показало, що кількість лейкоцитів впродовж 30 діб спостереження у інтактних тварин не змінюється (табл.3).

Аналіз лейкограми піддослідних щурів показав збільшення відносної кількості еозинофілів починаючи з 1 доби і далі при всіх термінах спостереження та збільшення відсотку лімфоцитів на 3 і 7 доби і повернення їх до вихідних значень на 14 і 30 доби (табл.2). Визначення абсолютної кількості окремих форм лейкоцитів підтвердило вірогідне збільшення в периферійній крові еозинофілів і лімфоцитів (табл. 4). Абсолютне збільшення лімфоцитів було виявлено вже на 1 добу після введення радіоїоду.

При введенні щурам ^{131}I з активністю 19,16 кБк/тварину виявлено вірогідне збільшення загальної кількості лейкоцитів упродовж всього експерименту (табл. 2) в основному за рахунок підвищення абсолютної кількості лімфоцитів (табл. 4). Також реєстрували підвищення кількості еозинофілів вірогідне на 1 – 7 доби спостереження (табл. 4). У подальші терміни їх абсолютна кількість поступово знижувалася, лишаючись підвищеною порівняно з вихідною з вірогідністю $p = 0,1$. Тобто, зі збільшенням введеної активності радіоїоду у п'ять разів інтенсивність впливу на лейкоцитарну ланку системи крові підвищувалася. Чітка залежність від введеної активності спостерігалася по кількості лейкоцитів і лімфоцитів. Підвищення ж кількості еозинофілів у периферійній крові не мало залежності від величини введеної активності, і, при активності 3,3 кБк/тварину, ймовірно, обумовлювалося індивідуальними особливостями організму щурів. Слід зазначити, що ^{131}I , який має період напіврозпаду 8,04 діб, практично розпадається до 30 доби – кінцевого терміну нашого спостереження.

Вірогідне підвищення кількості лейкоцитів у кров'яному руслі після введення радіоїоду, що має специфічну тропність до щитоподібної залози і створює відносно невеликі дози опромінення на кровотворні органи й периферійну кров, ймовірно, можна розглядати, як компенсаторну захисну запальну реакцію на подразник. Ймовірно, у 1 – 3 доби після введення радіонукліду вона має характер перерозподілу, тобто обумовлена додатковим виходом зрілих клітин білої крові з кровотворних органів і місць їх депонування, а у подальші терміни спостереження свідчить про посилення проліферації лімфоїдного ряду кровотворення. В організмі лімфоцити виконують імунні функції, а еозинофіли зазвичай реагують на алергени. З даних літератури відомо, що радіонукліди у малих активностях діють як токсичні речовини [4].

Таблиця 3. Кількість формених елементів у периферійній крові контрольної групи лабораторних щурів ($M \pm m$, діапазон, p)

Показник	Термін спостереження, доба				
	1	3	7	14	30
Еритроцити, $10^{12}/\text{л}$	$7,45 \pm 0,22$ 6,9 – 8,0	$7,68 \pm 0,33$ 6,9 – 8,9 $p = 0,444$	$8,32 \pm 0,27$ 7,7 – 8,9 $p = 0,081$	$8,27 \pm 0,17$ 7,92 – 8,9 $p = 0,065$	$8,02 \pm 0,26$ 7,2 – 8,4 $p = 0,090$
Лейкоцити, $10^9/\text{л}$	$9,28 \pm 1,26$ 6,7 – 13,7	$8,86 \pm 0,71$ 7,0 – 11,2 $p = 0,823$	$9,02 \pm 0,4$ 8,1 – 10,2 $p = 0,830$	$10,44 \pm 1,68$ 7,3 – 16,9 $p = 0,588$	$12,7 \pm 0,85$ 10,0 – 14,5 $p = 0,09$

Таблиця 2. Кількість лейкоцитів та лейкоцитарна формула у периферійній крові лабораторних щурів за одноразового перорального надходження натрію йодиду ^{131}I ($M \pm m$, р)

Активність, кБк/тварину	Термін спостереження, доба	Кількість лейкоцитів, 10 ⁹ /л	Лейкоцитарна формула, %				
			нейтрофіли палочкоядерні	нейтрофіли сегментоядерні	еозинофіли	моноцити	лімфоцити
0	Вихідні дані	8,30 ± 0,37	0,42 ± 0,15	33,83 ± 2,87	1,08 ± 0,22	1,08 ± 0,20	63,08 ± 3,30
	1	11,15 ± 0,37 p = 0,0023	0,33 ± 0,11 p = 0,741	28,08 ± 3,65 p = 0,116	2,42 ± 0,55 p = 0,010	2,08 ± 0,40 p = 0,012	66,58 ± 4,24 p = 0,287
	3	11,38 ± 0,63 p = 0,015	0,42 ± 0,15 p = 1,0	24,33 ± 2,65 p = 0,026	2,0 ± 0,25 p = 0,048	2,08 ± 0,30 p = 0,018	71,17 ± 3,08 p = 0,030
	7	10,40 ± 0,90 p = 0,149	0,42 ± 0,15 p = 1,0	20,08 ± 1,21 p = 0,008	1,5 ± 0,29 p = 0,004	1,25 ± 0,28 p = 0,721	76,3 ± 1,85 p = 0,019
	14	8,92 ± 0,24 p = 0,144	0,58 ± 0,15 p = 0,465	30,30 ± 1,33 p = 0,280	3,42 ± 0,61 p = 0,005	1,5 ± 0,26 p = 0,093	64,30 ± 2,36 p = 0,665
3,3	30	8,25 ± 0,36 p = 0,927	0,42 ± 0,15 p = 0,611	29,17 ± 3,25 p = 0,072	2,92 ± 0,35 p = 0,001	1,25 ± 0,28 p = 0,576	67,33 ± 3,49 p = 0,199
	Вихідні дані	7,40 ± 0,36	0,58 ± 0,08	28,92 ± 3,41	1,25 ± 0,17	2,42 ± 0,51	65,50 ± 2,51
	1	10,67 ± 0,75 p = 0,002	0,75 ± 0,25 p = 0,175	27,67 ± 3,01 p = 0,679	1,92 ± 0,45 p = 0,121	1,83 ± 0,31 p = 0,058	68,17 ± 3,15 p = 0,315
	3	12,15 ± 0,66 p = 0,003	0,75 ± 0,31 p = 0,611	26,58 ± 3,40 p = 0,690	1,92 ± 0,35 p = 0,121	2,00 ± 0,26 p = 0,507	70,00 ± 4,04 p = 0,359
	7	11,05 ± 0,64 p = 0,001	0,25 ± 0,11 p = 0,102	21,42 ± 1,66 p = 0,071	1,17 ± 0,54 p = 0,090	2,42 ± 0,15 p = 1,0	74,08 ± 1,79 p = 0,012
19,16	14	11,48 ± 1,62 p = 0,039	0,25 ± 0,11 p = 0,102	30,75 ± 4,31 p = 0,750	1,58 ± 0,33 p = 0,475	2,00 ± 0,34 p = 0,449	62,25 ± 4,28 p = 0,964
	30	9,45 ± 0,46 p = 0,003	0,25 ± 0,11 p = 0,102	25,83 ± 2,27 p = 0,389	1,58 ± 0,33 p = 0,286	1,83 ± 0,40 p = 0,411	70,50 ± 2,62 p = 0,080

Примітка: Жирним шрифтом позначені вірогідні відмінності.

Таблиця 4. Абсолютна кількість окремих форм лейкоцитів у периферійній крові лабораторних щурів за одноразового перорального надходження натрію йодиду ^{131}I ($10^9/\text{л}$, $M \pm m$, р)

Активність, кБк/тварину	Термін спостереження, доба	Лейкограма				
		нейтрофіли палочкоядерні	нейтрофіли сегментоядерні	еозинофіли	моноцити	лімфоцити
0	Вихідні дані	0,04 ± 0,01	2,84 ± 0,32	0,09 ± 0,03	0,09 ± 0,02	5,20 ± 0,23
	1	0,04 ± 0,01 p = 0,938	3,19 ± 0,51 p = 0,389	0,27 ± 0,07 p = 0,009	0,19 ± 0,05 p = 0,029	7,38 ± 0,54 p = 0,011
	3	0,05 ± 0,02 p = 0,687	2,91 ± 0,43 p = 0,890	0,22 ± 0,03 p = 0,006	0,24 ± 0,04 p = 0,020	8,00 ± 0,40 p = 0,002
	7	0,05 ± 0,02 p = 0,758	2,12 ± 0,20 p = 0,233	0,15 ± 0,02 p = 0,048	0,14 ± 0,04 p = 0,381	7,87 ± 0,66 p = 0,014
	14	0,05 ± 0,02 p = 0,700	2,70 ± 0,15 p = 0,647	0,30 ± 0,06 p = 0,006	0,13 ± 0,01 p = 0,038	5,74 ± 0,19 p = 0,159
3,3	30	0,04 ± 0,02 p = 0,870	2,41 ± 0,30 p = 0,228	0,24 ± 0,03 p = 0,002	0,10 ± 0,03 p = 0,542	5,56 ± 0,39 p = 0,171
0	Вихідні дані	0,04 ± 0,01	2,19 ± 0,32	0,08 ± 0,02	0,18 ± 0,04	4,82 ± 0,20
	1	0,03 ± 0,02 p = 0,654	3,01 ± 0,47 p = 0,110	0,20 ± 0,05 p = 0,046	0,19 ± 0,03 p = 0,337	7,26 ± 0,51 p = 0,002
	3	0,09 ± 0,03 p = 0,241	3,28 ± 0,51 p = 0,170	0,23 ± 0,04 p = 0,028	0,25 ± 0,04 p = 0,281	8,31 ± 0,51 p = 0,003
	7	0,03 ± 0,01 p = 0,340	2,35 ± 0,18 p = 0,478	0,24 ± 0,06 p = 0,016	0,27 ± 0,02 p = 0,140	8,20 ± 0,57 p = 0,002
	14	0,03 ± 0,02 p = 0,160	3,76 ± 1,08 p = 0,202	0,19 ± 0,06 p = 0,122	0,21 ± 0,05 p = 0,556	7,27 ± 0,75 p = 0,011
19,16	30	0,02 ± 0,01 p = 0,211	2,44 ± 0,24 p = 0,437	0,15 ± 0,03 p = 0,074	0,17 ± 0,04 p = 0,962	6,67 ± 0,44 p = 0,0014

Примітка: Жирним шрифтом позначені вірогідні відмінності

Висновок

Таким чином, внутрішнє опромінення лабораторних щурів за умов одноразового перорального надходження до організму ^{131}I (специфічного до щитоподібної залози) з активністю 3,3 кБк та 19,16 кБк на 200 г маси тіла, не викликає кількісних змін в еритроцитарній ланці периферійної крові при достатньо вираженій кількісній реакції лейкоцитарної ланки – збільшення кількості лейкоцитів за рахунок лімфоцитів і еозинофілів.

Виявлення реакції системи крові на дію малих доз внутрішнього опромінення, обумовленого надходженням радіоїоду, є важливим у зв'язку з радіоекологічними ситуаціями, що виникають у перші дні після масштабних аварій на АЕС (Чорнобильська, Фукусіма).

Література

1. Монастирська О.С. Клінічні лабораторні дослідження / О.С. Монастирська. – Вінниця: Нова книга, 2007. – 14-35.
2. Справочник по клиническим лабораторным методам исследований / Под ред. Е.А. Коста. – М.: Медицина, 1975. – 383 с.
3. Морфологія клітин крові лабораторних тварин і людини: Атлас / В. М. Запорожан, В. К. Напханюк, Н. О. Горянова та ін. – Одеса: Одес. держ. мед. ун-т, 2002. – 118 с.
4. Sheppard S.C., Guthrie J.E., Thibault D.H, Germination of seeds from an irradiated forest: Implication for waste disposal // Ecotoxicol. and Environ.Safety. – 1992. – V. 23, №3. – P. 320 - 327.

УДК: 577,152, 34; 577, 349

ВПЛИВ ІОНІЗУЮЧОЇ РАДІАЦІЇ В МАЛИХ ДОЗАХ НА РОЗВИТОК ТА СТАН НЕРВОВОЇ СИСТЕМИ НАЩАДКІВ ОПРОМІНЕНИХ БАТЬКІВ

Чорна Валентина Іванівна

Дніпропетровський державний аграрно-економічний університет, кафедра екології та охорони навколишнього середовища

Питанням генетичних порушень і особливостям онтогенезу нащадків опромінених батьків, підданих одноразовому або пролонгованому впливу радіації, на різних стадіях ембріогенезу, присвячується значна увага [1]. Нейрохімічні, а саме ензиматичні ефекти впливу фракціонованого опромінення в малих дозах на організм людини і тварин і особливо їхніх нащадків, представляються найбільш складними і найменш вивченими, так як аналіз літературних даних свідчить про те, що вплив малих доз іонізуючого випромінювання викликає патологічні зміни в організмі.

Підвищена увага зараз приділяється дослідженням пошкоджень не тільки у опромінених батьків, але й у їх нащадків. Експериментальні дані про дію випромінювання в малих дозах ($10\div40$ сГр) свідчать, що у нащадків опромінених клітин, виявляються порушення, які реєструються на протязі 12 генерацій і більше [2]. Радіаційний вплив в малих дозах призводить до пошкоджень клоногенної спроможності клітин, які виявляються в загибелі частини дочірніх клітин, порушенні структури колоній, появі гігантських клітин в 1-12 генераціях. Ці дослідження свідчать про те, що загибель клітин реалізується не відразу. Тобто відсутність видимих модифікацій після опромінення не означає, що вони не з'являться у нащадків опромінених клітин [2]. Ряд авторів припускають, що механізми реалізації уражень у нащадків опромінених клітин можуть бути наступними:

- у клітинах тривалий час залишається певний рівень нерепарованих ушкоджень, які можуть бути причиною хромосомних аберацій, летальних подій або викликати злоякісну трансформацію клітин;

- неправильна репарація у клітинах батьків також може спричинити процеси, які призводять до виникнення пошкоджень в окремих нащадках опромінених клітин;

- опромінення індукує нестабільність геному, яка у нащадків призводить до аранжировки геному, та формування аномально функціонуючих клітин [3].

Під час ембріонального та постнатального розвитку ЦНС організм має підвищену чутливість до дії іонізуючого випромінювання, яка зумовлена її високим постмітотичним потенціалом; достатньо частим клітинним поділом та високим вмістом недиференційованих клітин. Відомо, що низькі дози радіації викликають некроз незрілих клітин на різних етапах ембріонального розвитку [4].

Під впливом рентгенівського випромінювання в дозі 0,05 Гр спостерігали зниження дендритного розгалуження нейронів і як наслідок зменшення товщини кори головного мозку новонароджених щурів [5]. Морфологічні модифікації та порушення цитоархітекτονіки головного мозку були відмічені при радіаційному впливі в дозах менше 0,27 Гр.

Результати досліджень *in vivo* показали, що іонізуюче випромінювання підвищує частоту мутацій у статевих клітинах [6]. Дані свідчать, що опромінення батьків може приводити до підвищення чутливості нащадків до таких активаторів розвитку раку, як 12-0-тетрадеканоил-форбол-13-ацетат. Сутковий Д.А. з спів. встановили підвищену активність вільно радикальних процесів та зміни показників антиоксидантної активності у крові і мозку та локомоторної активності нащадків першого покоління щурів, отриманих від опромінених тварин за сумарної дози 1,0 сГр.

Показано, що малі дози іонізуючих випромінювань (250 мГр) при тривалій дії можуть бути "подвійними" за цитогенетичним критерієм, індукуючи специфічні ушкодження хромосом, які є не тільки біомаркерами мутагенної дії іонізуючого випромінювання на людину, але й приводять до порушення функціонування клітин-мішеней, які лежать в основі стохастичних і, можливо, деяких нестохастичних пострадіаційних ефектів [7].

Дослідження ембріонального та онтогенетичного розвитку характеризуються змінами поведінки ряду ферментів лізосом щурів в пре- і постнатальному періодах розвитку виявило певні етапи зміни їх активності [8]:

Перші доби життя потребують високої активності лізосомальних ферментів, яка вище за дорослих у 5-7 разів. На думку А.А. Покровського і спів. це збільшення має адаптивний характер і спрямоване на перебудову метаболізму і оновлення клітинних структур у відповідь на різку зміну умов зовнішнього середовища. Підвищення рівня активності ферментів лізосом в ранньому постнатальному періоді є характерним для багатьох тканин [8].

Встановлено, що зміни внутріклітинного протеолізу тісно пов'язані з віковою залежністю нейропатологій мозку. Підвищенням протеолізу пояснюють нейрональну дегенерацію чи дисфункцію регіонів мозку у зв'язку з віком, наприклад, підвищення рівня активності цистеїнового катеписину В при хворобі Альцгеймера [9].

Метою роботи було встановлення ролі лізосомного цистеїнового катеписину L у розвитку патологій головного мозку потомства опроміненого самця та інтактною самки в процесі постнатального розвитку.

Методика досліджень

Проведено експерименти на білих лабораторних щурах вагою 200-230 г. Вплив радіації з низькою інтенсивністю у дозі 25сГр досліджували на щупах, яких поділяли на декілька груп: 1-псевдо-опромінену контрольну; та 2-фракціоновано опромінену групу, яку через два тижні після останнього сеансу опромінення спарували для отримання потомства. В експерименті досліджували наступні серії потомків: I – потомство інтактних щурів; II – потомство від опромінених самців і контрольних самок. Тварини декапітували на 6, 12, 18 та 25 доби постнатального розвитку. Щурів опромінювали на апараті РУМ – 17, застосували дозу 25 сГр. Опромінення відбувалося за таких технічних умов: напруга 150кВ, сила струму 6 мА, фільтри 0,5 мм Си+2мм Си, потужність дози 0,26 сГр/хв., фокусна відстань 1,86м. Головний мозок щурів розділяли на кору великих півкуль, гіпокамп, смугасте тіло, середній мозок, мозочок та Варолієв міст. Усі ці мозкові структури виділяються анатомічно, мають морфологічні та функціональні особливості при здійсненні інтегративно-синтетичної діяльності головного мозку [10]. Гомогенати тканин готували за стандартною методикою в гомогенізаторі Поттера-Ельвейма. Використовували 10% гомогенати на 0,25% розчині сахарози, на 0,025 М трис-буфері з рН 7.4, який містить 0,15 МNaCl та 1мМ ЕДТО. Активність катеписину L визначили по розщепленню азоказеїну, денатурованого 3М речовиною. Азоказеїн синтезували за методом Сурінова Б.Г. і Манойлова С.Е. Питому активність катеписину визначили в 1,0 мл інкубаційної суміші з 15 хв. Переінкубацією ферментів в присутності 2мМ 2-меркаптоетанолу і 2 мМ Na₂ EDTO та виражали в умовних одиницях абсорбції при 366 нм за 60 хв. інкубації при +37С° на мг,г білка. Кількісну оцінку загального білка в пробах проводили за методом Бредфорда [11]. Статистичну обробку результатів проводили за [12].

Результати та їх обговорення

Експериментальні дані по розподілу різних форм активності катепсину L у структурах головного мозку щурят-нащадків, батьки (самці) яких зазнали фракціонованого опромінення за дози 0,25 Гр, приведені на рис. 1.

Відомо, що хронічне надходження радіонуклідів до організму тварин у сполученні з низько інтенсивним зовнішнім опроміненням негативно впливає на якісні і кількісні показники сперматогенезу [13].

Розподіл вільної активності катепсину L істотно відрізняється у корі великих півкуль, середньому мозку, мозочку і Варолієвому мості дослідних і контрольних щурят (рис. 1).

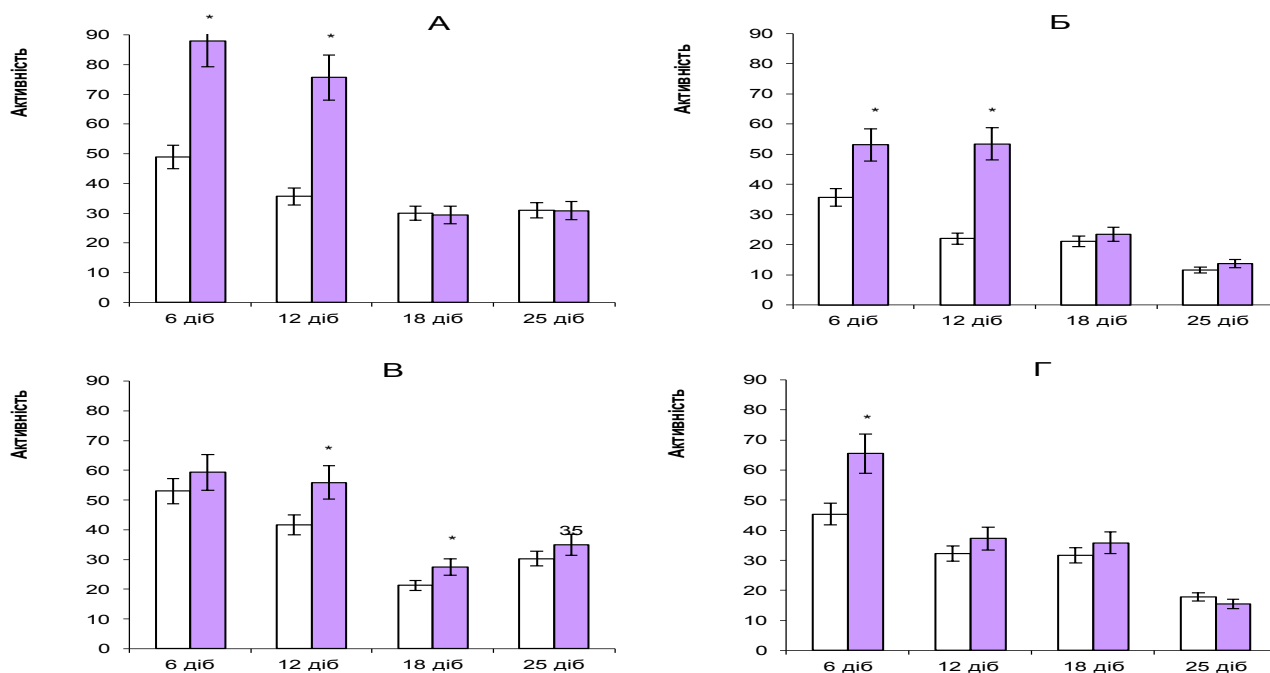


Рис. 1. Вільна активність катепсину L в корі великих півкуль (А), мозочку (Б), середньому мозку (В) та Варолієвому мості (Г) головного мозку нащадків опроміненого самця і інтактної самки (в од. абсорбції при 366 нм/мг білка, $M \pm m$, $n=6$)
* - $p < 0,05$ порівняно з контролем

При опроміненні самців, як і у попередньому випадку опромінення самок, максимальний рівень вільної активності катепсину L і в дослідній і контрольній групах визначається на 6-ту добу онтогенетичного розвитку, з тією відзнакою, що рівень її значно перевищує контрольні значення в корі великих півкуль, Варолієвому мості і мозочку в 1,8; 1,3 та 2,0 рази відповідно.

На 12 добу постнатального розвитку тенденція підвищення рівня вільної активності катепсину L дослідної групи зберігається в усіх структурах головного мозку в порівнянні з відповідними контрольними значеннями, але відмічається зниження активності відносно попереднього терміну онтогенетичного розвитку. Так, вільна активність збільшується у корі великих півкуль. Варолієвому мості, мозочку і середньому мозку в 1,9; 2,3; 2,8 та 1,2 рази в порівнянні з контролем відповідно.

На 18 добу постнатального розвитку тенденція зниження активності в усіх структурах головного мозку дослідної групи зберігається. У корі великих півкуль головного мозку і середньому мозку вільна активність вище за контрольних значень і значень попереднього терміну опромінення на 20% та 30% відповідно. В інших структурах головного мозку на 25 добу постнатального розвитку рівень досліджуваного параметру був вище за контроль та нижче значень попереднього терміну після опромінення.

Отримані дані свідчать про активацію лізосомального катепсину L в усіх функціонально і морфологічно різних структурах головного мозку нащадків, батько яких зазнав тотального фракціонованого опромінення за дози 0,25 Гр.

З даних літератури відомо, що зміни сперматогенезу під впливом хронічної дії радіонуклідів і низько інтенсивного зовнішнього опромінення (0,5 Гр), проявлялися в більш ранньому та

дозозалежному зниженні концентрації сперматозоїдів, збільшенні кількості нерухомих і патологічних клітин за 1,5 місяця опромінення, що значно погіршувало фертильність самців [14].

Gao W. зі спів. [15] отримали цікаві дані по впливу пренатального опромінення і дослідили у нащадків, які отримали дози 4,6; 9,2 та 27,3 сГр, зміни розвитку головного мозку, поведінки і пам'яті. Встановили, що опромінення за дози 4,6 сГр приводить до зменшення кількості пірамідальних клітин у гіпокампі в порівнянні з контролем, за дози 9,2 сГр суттєво знизились умовні рефлексії і кількість пірамідальних клітин у гіпокампі, за дози 27,3 сГр значно зменшувалась вага мозку і тіла тварин.

Встановлено, що функціонує рентгенівське опромінення самця за дози 25 сГр приводить до порушення динаміки вільної активності катепсину L у корі великих півкуль, середньому мозку та Варолієвому мості нащадків першого покоління, що свідчить про аномальні процеси розвитку та формування клітин головного мозку. Слід відмітити, що більші зрушення вільної і неседиментованої активності катепсину L спостерігали у нащадків від опроміненого самця і інтактної самки в порівнянні з нащадками від опроміненої самки та інтактного самця [16].

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ:

1. Чорна В.І., Лянна О.Л. Лізосомні цистеїнові протеази: молекулярна структура і функції// В.І. Чорна, О.Л. Лянна – Харків: Екограф, 2013. – 296 с.
2. Gobbel G.T., Bellinzona M., Vogt A.R., Gupta N., Fike J.R., Chan P.H. Response of postmitotic neurons to X-irradiation: implications for the role of DNA damage in neuronal apoptosis // J. Neurosci. - 1998. - Vol. 18, №1. - P. 147-155.
3. Jensen R.P. Ionizing radiation and the conceptus: neurophysiologic effects of prenatal X-radiation on offspring // Ann. Clinica and Lab. Science. - 1985. - Vol. 15, N 3. - P. 185-194.
4. Algan O, Rakic P. Radiation-induced, lamina-specific deletion of neurons in the primate visual cortex // J. Comp. Neurol. - 1997. - Vol. 381, № 3. - P. 335-352.
5. Norton S., Donoso J.A. Forebrain damage following prenatal exposure to low-dose X-irradiation // Exp. Neurol. - 1985. - Vol. 87, № 2. - P. 185-197.
6. Baker R.J., Van Den Bussche R.A., Amanda J.W., Lara E.W., Meredith J.H. High levels of genetic change in rodents of Chernobyl // Nature. – 1996. - №308. – P. 707-708.
7. Пилинская М.А. Цитогенетические эффекты в соматических клетках лиц, пострадавших вследствие чернобыльской катастрофы, как биомаркер действия ионизирующих излучений в малых дозах // Междунар. журн. радиац. мед. - 1999. - Т. 2, №2. - С. 60-66.
8. Покровский А.А., Крыстев Л.П. Печень, лизосомы и питание. - София: Изд-во Болгарской академии наук, 1977. - 207 с.
9. Bernstein H., Kirschke H., Weideranders B., Schmidt D., Rinne A. Antigen expression of cathepsin B in aged human brain // Brain. Res. Bull. – 1990. – Vol. 24. - P. 543-549.
10. Кристич Р.В. Гистологическая энциклопедия: Иллюстрированная энциклопедия гистологии человека. – Берлин – Гейдельберг – Токио: Из-во Шпрингера, 1984. – 341 с.
11. Bradford M.M.// Anal. Biochem. - 1976. – vol.72. – Н. 248-254
12. Лакин Г.Ф. Биометрия. – М.: Высшая школа. 1990. – 352 с.
13. Каргаенко Н.А., Алесина М.Ю., Брызгалова Т.А. Репродуктивная функция самцов крыс при длительном комбинированном (внешнем и внутреннем) облучении в малых дозах // Отдаленные медицинские последствия Чернобыльской катастрофы. Мат. 2-й Междунар. конф. – К. – 1998. – С. 250.
14. Алесина М.Ю. Формирование радиобиологических эффектов при хроническом внутреннем и внешнем облучении экспериментальных животных в малых дозах // Междунар. журн. радиац. мед. – 1999. –2(2). – С. 92-99.
15. Gao W., Wang, Zhou X. Effects of prenatal low-dose beta radiation from tritiated water on leaning and memory in rats and their possible mechanisms // Radiat. Res. – 1999. – Vol. 152, №3. – P. 265-272.
16. Чорна В.І., Лянна О.Л. Динаміка активності цистеїнової протеази у структурах головного мозку потомства опромінених щурів у процесі онтогенетичного розвитку// Наукові праці вип. 191., 2012. – с. 93-97.

ВЛИЯНИЕ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОГО ПРЕПАРАТА ЕМ1 КОНКУР НА ПЕРЕХОД ^{137}Cs И ^{90}Sr В ЛИСТОВОЙ САЛАТ

Шамаль Н.В., Леферд Г.А.

ГНУ «Институт радиобиологии НАН Беларуси», Гомель, Беларусь

В результате аварии на Чернобыльской АЭС, около 20 % территории (41 тыс. км²) Беларуси имеет плотность радиоактивного загрязнения по ^{137}Cs свыше 37 кБк/м². Из них более 2,5 тыс. км² исключены из сельскохозяйственного оборота [1]. Значительная часть населения Беларуси вынуждено жить на территориях с повышенной плотностью загрязнения радионуклидами. На этих территориях радионуклиды присутствуют практически во всех компонентах экосистем и вовлечены в геохимические и трофические циклы миграции, что приводит к облучению населения.

Среди долгоживущих радионуклидов, выпавших на территорию Беларуси, основной вклад в формирование дозы вносят ^{137}Cs и ^{90}Sr . В отдаленный период после аварии преобладающий вклад в формирование доз облучения вносит внутреннее облучение за счет потребления загрязненной радионуклидами пищи. Период полувыведения ^{137}Cs из организма составляет 46-57 дней у детей и 50-200 дней у взрослого человека. Период биологического и эффективного полувыведения ^{90}Sr из организма равен 50 и 18 годам, соответственно [2].

Основными дозообразующими продуктами в рационе питания являются молоко, мясо, картофель и овощи. Овощи являются одним из ценных продуктов питания человека. Ежедневное суточное потребление овощей для человека составляет около 300 г и может колебаться в зависимости от сезона от 200 до 500 г в сутки. Они содержат большое количество биологически активных веществ и витаминов, которые необходимы для нормального развития и жизнедеятельности организма, и являются основным источником минеральных солей. Уровни загрязнения овощных культур радионуклидами определяются видом растений, сортом и условиями выращивания, так как овощные культуры являются требовательными к уровню плодородия почвы.

Целью работы была апробация микробиологических препаратов при выращивании овощной продукции для обеспечения безопасной жизнедеятельности населения и разработки защитных мер.

Материалы и методы исследования.

Исследования проводили на опытных полях Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ). Были выбраны две площадки, характеризующиеся разным уровнем загрязнения радионуклидами и содержанием гумуса в почве.

Площадка 1: почва дерново-подзолистая, супесчаная, подстилаемая с глубины 0,7 м моренным суглинком; имеет близкую к нейтральной степень кислотности (6,38-6,51). По содержанию гумуса относится к группе с недостаточным содержанием (1,53%); обеспеченность калием повышенная (260-285 мг/кг), фосфором – очень высокая (517-591 мг/кг). Содержание кальция в почве низкое (607-645 мг/кг), магния – среднее (115-129 мг/кг). Плотность загрязнения почвы по ^{137}Cs – 340-370 кБк/м² (9-10 Ки/км²), ^{90}Sr – 23-38 кБк/м² (0,6-1 Ки/км²).

Площадка 2: почва дерново-подзолистая, супесчаная. Почва характеризуется высокой степенью окультуренности: слабокислым значением pH (5,99), высоким содержанием гумуса (2,99%), очень высокими показателями подвижного фосфора и калия (4264 и 721 мг/кг) и очень низким содержанием обменного кальция и магния (131 и 56,5 мг/кг). Плотность загрязнения почвы по ^{137}Cs – 280 кБк/м² (7,6 Ки/км²), ^{90}Sr – 55 кБк/м² (1,5 Ки/км²).

Объектом исследования был листовой салат красностигматного сорта «Дубовый лист красный» с декоративным внешним видом. Листья дубовидные, коричнево-красно-зеленые, нежные, сочные, без горечи, отличаются повышенным содержанием йода.

Опыты были заложены в соответствии с методикой постановки и проведения вегетационных экспериментов [4]. Растения на площадке 1 выращивались при двух агрофонах, на площадке 2 – на одном агрофоне. В фазе трех настоящих листьев проводилась первая обработка растений микробиологическим препаратом ЕМ1 Конкур; через 14 дней обработку повторяли. Схема опытов описана в таблице 1.

Микробиологический препарат ЕМ1 Конкур является одним из направлений ЕМ-технологии, разработанной японским микробиологом Хига Тиро [3]. Технология представляет собой соединенных в одной биоккультуре группы анабиотических микроорганизмов. Биологические препараты – это жидкий концентрат, в котором находятся анабиотические (полезные) микроорганизмы, обитающие в

почве. По способу жизнедеятельности и оказываемого воздействия микроорганизмы различаются по видовому составу на микроорганизмы фотосинтеза, молочнокислые, азотофиксирующие и дрожжи. Названные микроорганизмы взаимодействуют в почве, при этом вырабатываются всевозможные физиологически активные вещества: ферменты, аминокислоты, нуклеиновые кислоты и другие вещества, оказывающие как прямое, так и косвенное положительное влияние на рост, и развитие растений.

Растения для анализа брали на 60-65 день после посадки. Удельную активность образцов по ^{137}Cs определяли на γ -спектрометре «Камберра» с коаксиальным германиевым детектором GX2018, имеющим расширенный энергетический диапазон. Определение ^{90}Sr проводили на основе методических указаний по определению ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и растениях [5].

Таблица 1 – Схема эксперимента

Площадка	Вариант опыта	Способ обработки растений
1	Фон 1: $\text{N}_{40}\text{P}_{60}\text{K}_{40}$	Контроль 1
	Фон 2: $\text{N}_{70}\text{P}_{90}\text{K}_{70}$	Контроль 2
	Фон 1 + EM1 Конкур	Полив по зеленому листу: 10 л/м^2 , 5% концентрация препарата
	Фон 2 + EM1 Конкур	
2	Фон 3: $\text{N}_{70}\text{P}_{70}\text{K}_{80}$	Контроль 3
	Фон 3 + EM1 Конкур	Полив по зеленому листу: 3 л/м^2 , 2% концентрация препарата
	Фон 3 + EM1 Конкур	Обработка семян: 4 часа в 4%-ном растворе препарата, Полив по зеленому листу: 3 л/м^2 , 2% концентрация препарата

Для характеристики уровня радиоактивности растений и почвы использовали величину удельной активности (УА, Бк/кг). Для почв использовали значения удельной активности в расчете на сухую массу, для растений – в расчете на сырую биомассу. Накопление радионуклидов в растительности для каждого варианта опыта оценивали коэффициентом перехода (Кп: отношение УА фитомассы, Бк/кг сырой биомассы, к плотности загрязнения почвы, Бк/м²).

Расчет индивидуальной дозы внутреннего облучения человека при хроническом потреблении загрязненных продуктов питания ^{137}Cs и ^{90}Sr проводили по формуле, описанной в работах [6-7].

Результаты и их обсуждение.

Салат (*Lactuca sativa*) – листовая однолетняя культура. Является одной из первых культур весеннего и летнего сроков потребления. По содержанию солей Са салат занимает первое место среди овощей. Употребляется в пищу только в свежем виде.

Для культуры салата, произраставшей на половинном агрофоне (контроль 1), не отмечено изменений в накоплении ^{137}Cs листьями при обработке препаратом EM1 Конкур (таблица 2). Удельная активность радионуклида в надземной части растений колебалась в границах ошибки измерения. В условиях оптимального внесения минеральных удобрений (контроль 2) содержание ^{137}Cs достоверно снизилось в надземной части культуры салата на 19 % по сравнению с половинным уровнем удобрений. Обработка растений препаратом в условиях оптимального уровня минерального питания привела к дальнейшему снижению поступления радионуклида в растения. Удельная активность ^{137}Cs в листьях уменьшилась в 1,8 раза по сравнению с растениями варианта - контроль 2.

Таблица 2 – Содержание и накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr в листьях салата (площадка 1)

Агрофон	Вариант опыта	Удельная активность, Бк/кг		Коэффициент перехода	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs , $\text{Е} \cdot 10^{-5}$	^{90}Sr , $\text{Е} \cdot 10^{-4}$
$\text{N}_{40}\text{P}_{60}\text{K}_{40}$	Контроль 1	$51,0 \pm 1,4$	$30,1 \pm 1,01$	15,1	13,0
	EM1 Конкур	$52,7 \pm 0,8$	$32,0 \pm 1,2$	15,6	13,8
$\text{N}_{70}\text{P}_{90}\text{K}_{70}$	Контроль 2	$39,7 \pm 1,2^*$	$28,5 \pm 1,1$	11,0	7,3
	EM1 Конкур	$25,1 \pm 0,08^{**}$	$21,0 \pm 1,2^{**}$	6,9	5,4

* - различия достоверны к варианту контроль 1 при уровне значимости ($p < 0,05$).

** - различия достоверны к контрольному варианту аналогичного фона удобрений при уровне значимости ($p < 0,05$).

Удельная активность ^{90}Sr в листьях салата при всех вариантах эксперимента была ниже удельной активности ^{137}Cs . Высокий уровень минерального питания (контроль 2) оказал положительное действие на снижение поступления стронция в растения. В условиях агрофона $\text{N}_{70}\text{P}_{90}\text{K}_{70}$ удельная активность ^{90}Sr в листьях была ниже, чем в агрофона $\text{N}_{40}\text{P}_{60}\text{K}_{40}$. При использовании микробиологического препарата на агрофоне $\text{N}_{40}\text{P}_{60}\text{K}_{40}$ отмечается тенденция к увеличению поступления ^{90}Sr в растения (около 6%). В условиях высокого агрофона обработка препаратом ЕМ-1 Конкур способствовала снижению поступления стронция на 25 %.

В другой серии опытов, проводимых на опытном поле 2, растения выращивали только при оптимальном уровне минерального питания и оценивали эффективность способа обработки растений. Так как данный участок характеризовался высоким уровнем содержания гумуса, проводили учет урожайности выращиваемой культуры для каждого варианта опыта. Использование микробиологического препарата оказало неоднозначное действие на параметр урожайности (таблица 3). Полив растений разбавленным раствором препарата привел к снижению продуктивности растений на 25%. В то же время в варианте опыта, где сочетались две обработки препаратом: предпосевное замачивание семян и полив вегетирующих растений была отмечена максимально высокая продуктивность по опыту. Урожайность вариантов с применением ЕМ1 Конкур выросла по отношению к контрольному значению на 91%. Накопление ^{137}Cs растениями по всем вариантам опыта колебалось в диапазоне от 6 до 10 Бк/кг сырой биомассы. Применение микробиологического препарата не привело к достоверному изменению удельной активности листьев салата.

Таблица 4 – Содержание и накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr в листьях салата (площадка 2)

Вариант опыта	Урожайность, кг/м ²	Удельная активность, Бк/кг		Коэффициент перехода	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs , $\text{E} \cdot 10^{-5}$	^{90}Sr , $\text{E} \cdot 10^{-4}$
Контроль 3	1,70	$7,0 \pm 1,2$	$27,8 \pm 1,46$	3,71	5,05
ЕМ1 Конкур (полив)	1,28	$9,63 \pm 1,18$	$5,05 \pm 0,23^*$	3,73	0,92
ЕМ1 Конкур (предпосевная обработка + полив)	3,26*	$6,26 \pm 0,76$	$6,34 \pm 0,33^*$	2,43	1,15

* - различия достоверны к контрольному варианту при уровне значимости ($p < 0,05$).

Удельная активность ^{90}Sr в надземной части салата по вариантам опыта различалась более чем в 5 раз. Максимальное накопление радионуклида отмечается на контрольной площадке. Обработка препаратом ЕМ1 Конкур привела к достоверному снижению поступления ^{90}Sr в салат. Из способов обработки максимальный эффект отмечается при сочетании предпосевого замачивания и последующего полива вегетирующих растений.

При сравнении данных по удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях салата первого и второго опыта, прослеживается обратная зависимость перехода радионуклидов в растения с уровнем плодородия почвы и условиями выращивания. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в листьях салата на опытном поле 1 составило 25-52 и 21-32 Бк/кг; на втором поле эти параметры были 6,2-9,6 и 5,1-28 Бк/кг соответственно. Различия составляют для ^{137}Cs более 2,5 раз, для ^{90}Sr – более 3 раз в вариантах с использованием микробиологического препарата. В то же время, так как плотность загрязнения опытных участков была различной, удельная активность ^{90}Sr в растениях контрольных площадок опытного поля 1 и 2 хотя и не имеет существенных различий, но наблюдается тенденция к её уменьшению с увеличением уровня вносимого минерального удобрения и содержанием гумуса в почве. В данном случае более информативным является сравнение коэффициентов перехода радионуклида в листья салата для каждого опыта (таблица 3 и 4). Наиболее высокие значения коэффициентов перехода ^{90}Sr в листья отмечено на опытном поле 1 (содержание гумуса 1,58%) при половинном уровне минерального питания. При внесении полной дозы минерального удобрения переход радионуклида уменьшился в 1,8 раза. Использование аналогичной дозы минерального удобрения на опытном поле 2, характеризующегося высоким содержанием гумуса в почве (2,55%), привело к снижению перехода радионуклида в растения в 4 раза.

Влияние условий выращивания и микробиологического препарата на переход радионуклидов в овощную культуру салата была оценена по эффективной дозе внутреннего облучения человека. Как видно из таблицы 4 наиболее опасным в настоящее время является ^{90}Sr . Рассчитанная годовая доза от этого радионуклида, во всех вариантах эксперимента превышает аналогичный показатель для ^{137}Cs ,

хотя удельная активность этих радионуклидов по опытам не имеет существенных различий. Улучшение плодородия почвы ведет к снижению годовой эффективной дозы по обоим радионуклидам. При этом в сочетании с обработкой растений микробиологическим препаратом этот эффект усиливается.

Таблица 4 – Изменение годовой дозы внутреннего облучения человека от ^{137}Cs и ^{90}Sr при выращивании культуры салата в разных условиях

Площадка	Вариант опыта	Годовая доза мкЗв/год		
		^{137}Cs	^{90}Sr	Суммарная
1	Контроль 1 ($\text{N}_{40}\text{P}_{60}\text{K}_{40}$)	$1,66 \pm 0,04$	$4,59 \pm 0,13$	6,25
	$\text{N}_{40}\text{P}_{60}\text{K}_{40}$ + EM1 Конкур	$1,71 \pm 0,03$	$4,74 \pm 0,07$	6,45
	Контроль 2 ($\text{N}_{70}\text{P}_{90}\text{K}_{70}$)	$1,29 \pm 0,04$	$3,57 \pm 0,11$	4,86
	$\text{N}_{70}\text{P}_{90}\text{K}_{70}$ + EM1 Конкур	$0,816 \pm 0,003$	$2,26 \pm 0,01$	3,08
2	Контроль 3 ($\text{N}_{70}\text{P}_{70}\text{K}_{80}$)	$0,228 \pm 0,039$	$2,34 \pm 0,13$	2,57
	EM1 Конкур (полив)	$0,313 \pm 0,038$	$0,434 \pm 0,020$	0,747
	EM1 Конкур (предпосевная обработка + полив)	$0,203 \pm 0,025$	$0,541 \pm 0,029$	0,744

Заключение

Таким образом, проведенные исследования показали, что при выращивание культуры салата на загрязненных радионуклидами почвах необходимо соблюдать определенные условия. Культура должна произрастать на высоко окультуренной почве с внесением оптимальной дозы минеральных удобрений. Использование микробиологического препарата при этих условиях позволит минимизировать поступление радионуклидов в съедобную часть и соответственно уменьшить дозу внутреннего облучения от данного вида продукта.

Литература.

1. 20 лет после чернобыльской катастрофы: последствия в Республике Беларусь и их преодоление. Национальный доклад // Под ред. В.Е. Шевчука, В.Л. Гурачевского. - Минск.: Комитет по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Республики Беларусь. 2006. 112 стр.
2. Москалев Ю.И. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов: монография. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 262 с.
3. ЭМ-технология надежда планеты / ООО “ЭМ-центр” ПО “ЭМ-кооперация” 3-е издание. – Москва: Улан-Удэ, 2000. – 34 с.
4. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). – М.: Агропромиздат, 1985. – 351 с.
5. МВИ. МН. 1892-2003. Методика определения активности ^{90}Sr и трансурановых элементов в биологических объектах.
6. Проблемы радиационной реабилитации загрязненных территорий / Ю.М. Жученко [и др.]; под ред. В.Ю. Агейца. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2004. – 121 с.
7. Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П. «Сельскохозяйственная радиология»: учебник для вузов. – М.: Дрофа, 2005. – 367с.

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ МАЛЫХ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ У ТРОСТНИКА ОБЫКНОВЕННОГО *PHRAGMITES AUSTRALIS* ИЗ ВОДОЕМОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Н. Л. Шевцова, Д. И. Гудков

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

Из всего спектра воздействия ионизирующей радиации на живой организм наиболее опасным свойством является ее мутагенность. Большинство исследований по определению мутагенного эффекта ионизирующей радиации в естественных условиях проведено на наземных растениях, в основном видах семейства злаковых [3–6, 10]. Чаще всего хромосомные нарушения, вызванные ионизирующей радиацией, анализируют у проростков семян, собранных с растений из радиоактивно неблагополучных зон [10, 11]. Работы, анализирующие цитогенетические нарушения у вегетирующих высших водных растений из водоемов, подвергшихся интенсивному радионуклидному загрязнению, практически отсутствуют.

Одним из наиболее распространенных высших воздушно-водных растений литорали является тростник обыкновенный *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex. Steud – крупный корневищный злак, повсеместно встречающийся в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО). В водоемах заросли тростника играют роль своеобразного биофильтра, аккумулируя азот, фосфор, пестициды, тяжелые металлы и радионуклиды [7, 8, 15]. Биологические характеристики тростника изучены достаточно полно [8, 9], что связано с активным использованием этого растения в народном хозяйстве в качестве строительного материала, биотоплива, биофильтра на очистных сооружениях и т.п. [9]. Поэтому среди высших растений пресных водоемов тростник обыкновенный является, с нашей точки зрения, одним из наиболее перспективных объектов для проведения радиоэкологических исследований *in situ*.

Основной задачей выполненных исследований была оценка уровня хромосомных повреждений в клетках корневых меристем тростника обыкновенного, произрастающего в водоемах ЧЗО с учетом мощности поглощенной растением дозы ионизирующего излучения.

Материал и методика исследований. Исследования проводили в 2006–2013 гг. на водоемах ЧЗО: оз. Азбучин, Яновском (Припятском) затоне, водоеме-охладителе (ВО) ЧАЭС, реках Припять (г. Чернобыль) и Уж (с. Черевач), а также в озерах одамбированной части левобережной поймы р. Припять (Красненской поймы) – Глубокое и Далекое. Для сравнительных исследований отбирали пробы в Киевском (с. Страховесье и с. Лютеж) и Каневском водохранилищах (г. Киев), а также в озерах Голосеевское и Вербное (г. Киев) с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения.

Объектом исследований служили клетки корневой меристемы тростника обыкновенного. Пробы фиксировали на месте отбора в свежеприготовленной и охлажденной смеси Кларка. Окрашивание проводили 1% ацетоорсеином по анафазному экспресс-методу, модифицированному для высших водных растений [14]. В каждом препарате анализировали все ана-телофазные клетки (715–9260 ана-телофаз в 6–30 препаратах на вариант) и учитывали долю клеток с цитогенетическими нарушениями. Анализ основных типов нарушений проводили с выделением одиночных и парных фрагментов и мостов, а также множественных нарушений. Анализ препаратов проводили под микроскопом Zeiss Primo Star при увеличении 10×100. Статистический анализ показателей хромосомных нарушений выполняли с помощью программы MS Excel.

Для дозозависимой оценки анализируемых цитогенетических эффектов провели расчет дозовой нагрузки на тростник обыкновенный из водоемов с разным уровнем радионуклидного загрязнения. Мощность поглощенной дозы ионизирующего излучения на растение рассчитывали с учетом внешнего облучения от фоновых источников и внутреннего облучения от инкорпорированных в ткани растения радионуклидов. Для расчетов использовали усредненные данные удельной активности в целом растении, удельной активности донных отложений и водных масс [7]. Уровень внешнего фона измеряли с помощью радиометров ДКС-01 и СРП-68-03 (модель для измерения дозы в жидких средах).

Внутреннюю дозу облучения (D_{int}) рассчитывали по содержанию радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в растении с использованием расчетных дозовых коэффициентов [16]. Расчет мощности поглощенной дозы от внешнего облучения (D_{ext}) проводили с учетом мощности поглощенной дозы от водной

массы со взвешенным веществом, мощности поглощенной дозы в воздухе от фоновых γ -источников, мощность поглощенной дозы от донных отложений с учетом коэффициента, учитывающий долю придаточных корневищных почвенных корней [10] в общей биомассе растения. Общую мощность поглощенной дозы (D_{total}) определяли, как сумму внутренней и внешней доз. Погрешность оценки дозовых нагрузок не превышала 25–30%.

Результаты исследований и их обсуждение. Повреждение молекул ДНК при действии ионизирующего излучения (ИИ) относят к стохастическим эффектам [5]. Однако, при подсчете таких событий на одну, среднюю по размерам клетку (например, лимфоцит человека) на 1000 клеток при облучении в дозе 0,01 Гр приходится около 400 двунитевых и около 2000 одонитевых разрывов ДНК [4]. При хроническом облучении в малых дозах кроме того, что этот поток молекулярных повреждений постоянно поддерживается, наблюдается и ослабление интенсивности процессов репарации ДНК: снижение синтеза альфа- и бета-полимераз [1], затрудняется доступ ферментов репарации к повреждениям из-за недостаточной релаксации гетерохроматина [2], не активируется блокада перехода от клеточной стадии G2 к стадии М, что приводит к отключению репарации двунитевых разрывов и т.д. [2-4, 8]. С точки зрения острого облучения и радиочувствительности, доза ИИ, которую получает вегетирующее растение в течение года в водоемах ЧЗО, относится к диапазону малых доз. Начиная с годовой дозы 8,8 сГр (100 мкГр/час) уже возможны значимые изменения в популяциях живых организмов [17]. Кроме того, учитывая уже доказанную многочисленными исследователями [1, 3, 5] разницу в эффективности острого и хронического облучения, можно предположить, что в водоемах ЧЗО многолетнее действие ИИ может приводить к накоплению груза генетических повреждений, что находит отражение в повышенных показателях цитогенетических повреждений в клетках корневых меристем высших водных растений.

Результаты расчета дозовых нагрузок на тростник в полигонных водоемах ЧЗО приведен в таблице 1.

Таблица 1. Диапазоны мощности поглощенной дозы на тростник в полигонных водоемах ЧЗО, мкГр/час

Водоём	Мощность дозы				Мощность суммарной дозы
	от внешнего γ -фона	от удельной активности р/н в воде	от удельной активности р/н в донных отложениях*	от внутреннего облучения	
оз. Глубокое	4,9–20,0	7,9E-03 – 1,1E-02	1,4E-01 – 7,9E-01	1,1E-01 – 1,1	5,2 – 21,9
оз. Далёкое	3,1–3,5	6,3E-03 – 8,3E-03	7,9E-01 – 1,6	4,6E-02 – 7,8E-01	3,9–5,9
ВО ЧАЭС	8,7E-01 – 1,0	8,8E-04 – 1,0E-03	4,9 E-02 – 5, 0E-01	4,0E-02 – 2,9E-01	9,6E-01– 1,8
оз. Азбучин	5,2E-01 – 6,7E-01	1,0E-02 – 2,3E-02	1,9 E-02 – 3,0 E-02	4,0E-02 – 1,1E-01	7,6E-01 – 8,3E-01
Яновский затон	5,6E-01 – 6,1E-01	3,9E-03 – 5,0E-03	8,8E-02 – 1,2E-01	7,1E-03 – 6,7E-02	6,6E-01 – 8,0E-01
р. Припять	1,3E-01 – 2,4E-01	4,1E-05 – 6,6E-05	5,2E-02 – 8,0E-02	5,0E-04 – 3,0E-03	1,8E-01 – 3,2E-01
р. Уж	1,0E-01 – 1,6E-01	3,2E-07 – 4,8E-07	1,8E-02 – 3,6E-02	3,0E-04 – 9,0 E-04	1,2E-01 – 2,0E-01

*Мощность поглощенной дозы от радионуклидов, депонированных в донных отложениях рассчитана для придаточных корневищных почвенных корней, с учетом их доли в биомассе целого растения в зависимости от типа субстрат [10]: оз. Далекое, Глубокое - сильно заиленные пески (10% от общей биомассы), ВО ЧАЭС, оз Азбучин, Яновский затон – пески (25%), р. Припять, р. Уж – заиленные пески (20%).

Расчетные дозовые нагрузки на тростник обыкновенный в водоемах ЧЗО в 2006–2013 гг. находились в диапазоне средних значений 0,14–12 сГр/год. В порядке уменьшения величины мощности поглощенной дозы на тростник, исследуемые полигонные водоемы размещаются в

следующем порядке: оз. Глубокое > оз. Далекое > ВО ЧАЭС > оз. Азбучин ≥ Яновский затон > р. Припять > р. Уж. Мощность поглощенной дозы для растений Киевского, Каневского водохранилищ, а также контрольных озер не превышала 0,02–0,06 сГр/год.

Данные цитогенетических исследований апикальных клеток корневых меристем тростника обыкновенного (рис. 1) свидетельствуют о повышенном уровне хромосомных нарушений у растений из замкнутых и слабопроточных водоемов ЧЗО (оз. Глубокое, оз. Далекое, оз. Азбучин, ВО ЧАЭС и Яновский затон) по сравнению с проточными водоемами ЧЗО (реки Припять и Уж), и водными объектами с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения. Самые высокие значения ЧАА отмечены у растений облучающихся в диапазоне мощности дозы 4 – 6 мкГр/час (оз.Далекое) и 5 – 22 мкГр/час (оз. Глубокое).

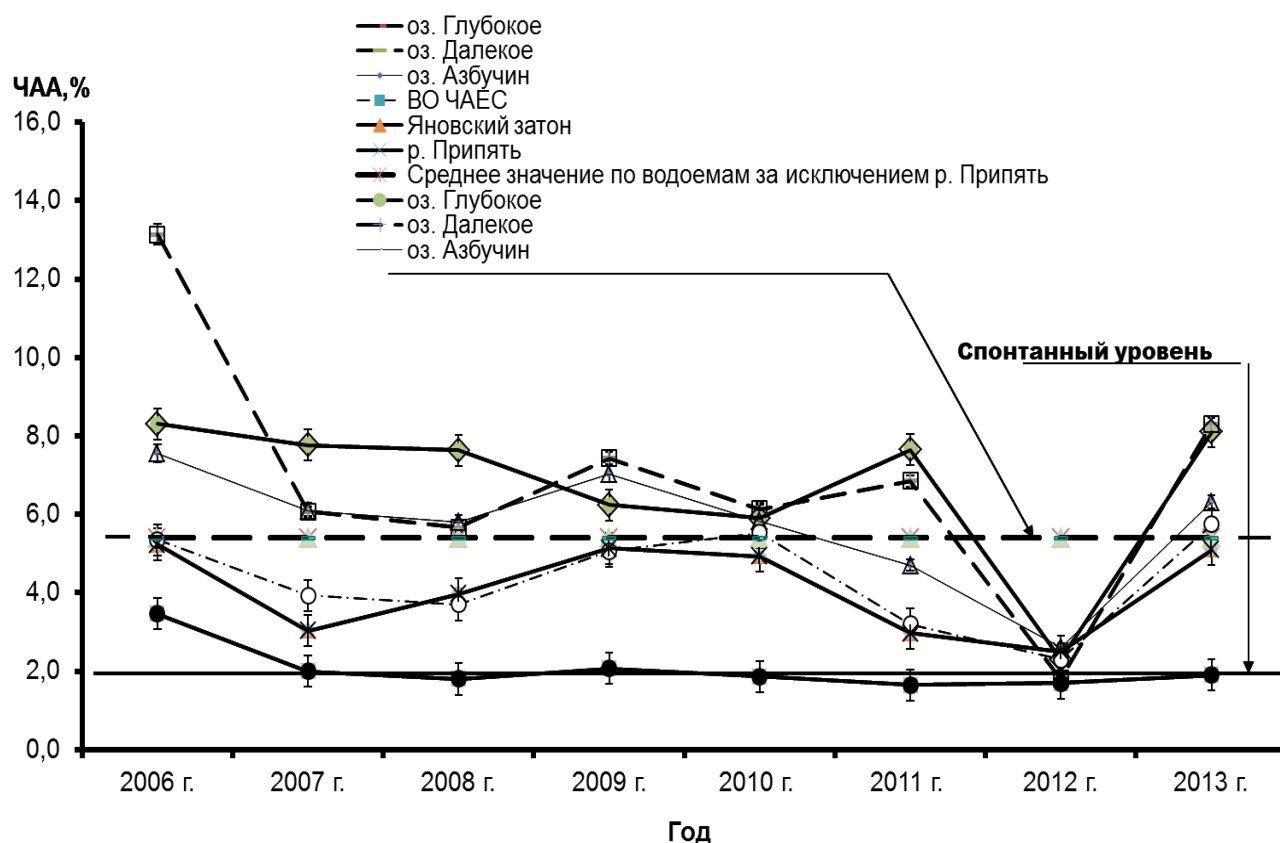


Рис. 1 Годовая динамика цитогенетических нарушений в клетках корневой меристемы тростника из водоемов Чернобыльской зоны отчуждения, %.

Контроль соотношения хромосомных нарушений разного типа очень важен при проведении радиозокологических исследований. Механизм формирования аберрации зависит от природы действующего фактора, который обуславливает образование как собственно структурных нарушений хромосом, так и образование митотических аномалий [3, 6, 12]

В спектре хромосомных аберраций в клетках растений из замкнутых водоемов ЧЗО обращает на себя внимание высокий процент клеток с множественными аберрациями по сравнению с проточными водоемами ЧЗО и водоемами с фоновым уровнем радионуклидного загрязнения. В целом, в фоновых водоемах и реках Припять и Уж в апикальных клетках корневых меристем множественные аберрации практически не встречаются, а спектр хромосомных аберраций представлен клетками с одиночными фрагментами и в меньшей степени с одиночными мостами. В спектре хромосомных аберраций в клетках растений из водоемов левобережной поймы р. Припять, где мощность дозы максимальна и находится в диапазоне 5–12 сГр/год, преобладают аберрации хромосомного типа – парные фрагменты и мосты, а также множественные аберрации. Например, в озерах Глубокое и Далекое, за период исследований, процент хромосомных аберраций составлял 60–70%, из них на долю множественных аберраций приходилось 50–75%, что сопоставимо со случаями острого облучения растений в дозах выше ЛД₅₀ [1, 5]. В последние годы регистрируется повышение доли множественных аберраций также и в клетках растений из слабопроточных и проточных

водоемов ЧЗО (рис.2). В спектре aberrаций в клетках корневых меристем тростника обыкновенного из Яновского затона, водоема-охладителя ЧАЭС и р. Припять доля множественных aberrаций достигала 40–45%, 20–25% и 10–15%, соответственно.

Как правило, преобладание нарушений хромосомного типа над хроматидным связывают с действием ИИ [5]. Обращает на себя внимание почти полное отсутствие в спектре нарушений таких митотических аномалий как трехполосные и К-митозы, которые в большей степени характерны для действия химических мутагенов. Минимальная частота нарушений митотического аппарата клетки позволяет предположить малое содержание в водоемах анеугенов – веществ, воздействующих на аппарат деления клетки и повышенное содержание кластогенов – веществ непосредственно действующих на хромосомы. Основные дозообразующие радионуклиды чернобыльского происхождения ^{90}Sr и ^{137}Cs относятся именно к классу кластогенов.

Выявлена достоверная корреляция частоты цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем вегетирующих растений тростника обыкновенного с внутренней дозой облучения с коэффициентом корреляции $R=0,9437$ при уровне значимости $p<0,01$. Установлена степенная зависимость между уровнем aberrантных клеток в корневых меристемах и мощностью поглощенной дозы хронического облучения ИИ от инкорпорированных радионуклидов

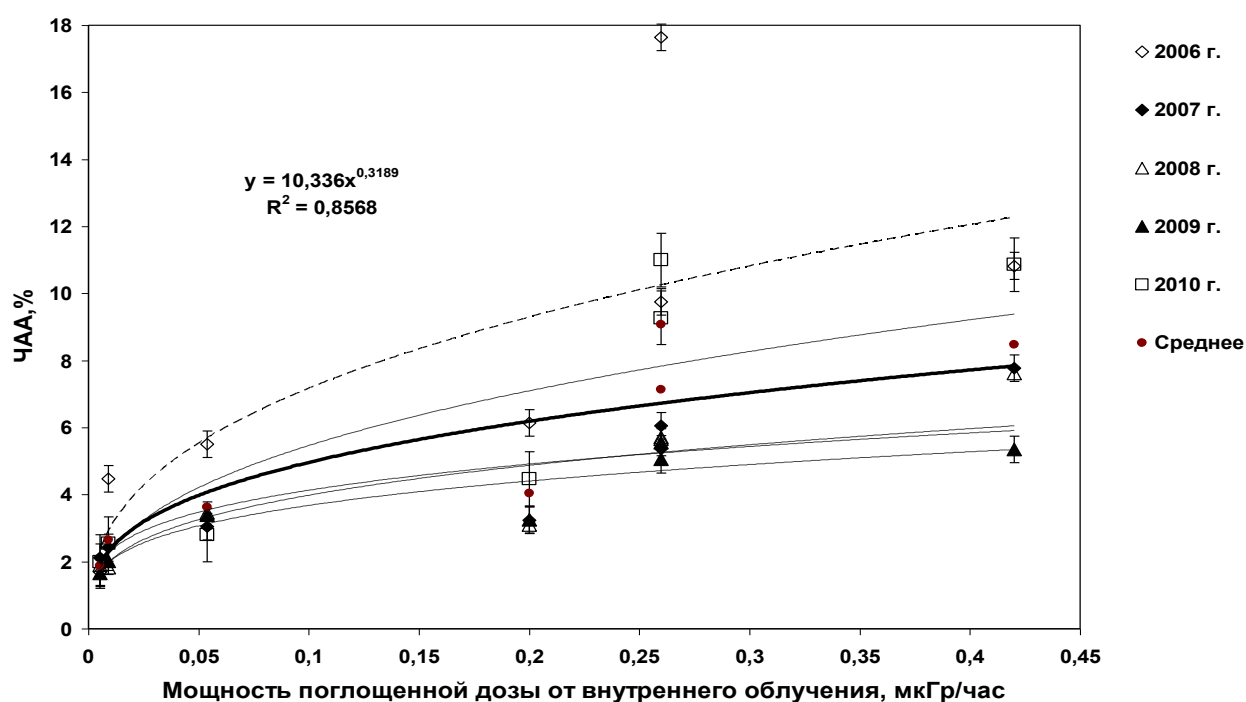


Рис.2 Зависимость ЧАА в клетках корневой меристемы тростника обыкновенного от мощности поглощенной дозы.

Заключение. Хроническое радиационное воздействие на биоценозы водоемов ЧЗО продолжается уже более 25 лет, причем в первый период после аварии поглощенные растениями дозы многократно превышали современный уровень. Начиная с годовой дозы 8,8 сГр (100 мкГр/час), уже возможны значимые изменения в популяциях живых организмов. С этой точки зрения, уровни радиационного воздействия, которым в течение многих лет подвергаются высшие водные растения в водоемах зоны ЧЗО, достаточно высоки, чтобы объяснить наблюдаемые нами на цитогенетическом уровне значительные биологические эффекты.

Рассчитанная за период 2006-2013 гг. мощность поглощенной дозы на тростник обыкновенный в водоемах ЧЗО колеблется в широком диапазоне малых доз – от 0,14 до 12 сГр/год. Даже с учетом только этого восьмилетнего периода максимальная поглощенная доза уже сопоставима с биологически значимой дозой. Мощность поглощенной дозы от внутреннего облучения растения (в основном за счет β -излучения), изменяющаяся от 10 мкГр/год в наиболее загрязненных замкнутых водоемах ЧЗО до 0,06 мкГр/год для проточных водных объектов коррелирует с наблюдаемыми цитогенетическими эффектами с высокой степенью достоверности.

Частота цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем тростника обыкновенного в водоемах ЧЗО достоверно превышает соответствующие показатели для растений из водоемов с

фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения в 2–6 раз. Основной вклад в спектр цитогенетических повреждений у тростника обыкновенного вносят тяжелые нарушения – одиночные и двойные мосты. В последние годы значительно увеличилась доля множественных аберраций в клетках корневых меристем тростника обыкновенного в водоемах ЧЗО.

Выполненный анализ цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем тростника обыкновенного, показал, что наиболее сильное мутагенное действие хронических малых доз ионизирующего излучения на растения наблюдается в экосистемах замкнутых водоемов одамбированного участка левобережной поймы р. Припять, характеризующихся наибольшими уровнями радионуклидного загрязнения и низкой интенсивностью процессов самоочищения.

Литература

1. Бурлакова Е.Б., Голощапов А.Н., Горбунов Н.В. и др. Особенности биологического действия малых доз облучения // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т.36 № 4. – С.610-631.
2. Газиев А.И. Репарация критических повреждений ДНК, вызываемых малыми дозами радиации, является низкокэффективной // Тез. докл. VI съезда по радиац. исслед. — М.: РУДН, 2010. - С.5.
3. Гераськин С. А., Удалова А. А., Дикарева Н.С. и др. Биологические эффекты хронического облучения в популяциях растений // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2010. – Т.50. № 4 – С. 374-382.
4. Гродзинський Д. М., Колосієць О. Д, Бурденюк Л. А. Мутагенез рослин у зоні відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000. – № 16. – С. 50–54.
5. Гродзинський Д. М. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин в зоні впливу Чорнобильської катастрофи – К.: Наук думка, 2008. – 335 с.
6. Гродзинський Д. М. Модифікація віддалених наслідків хронічного опромінення // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2009. – № 1 (33). – С. 24–32.
7. Гудков Д.И., Зуб Л.Н., Савицкий А.Л. и др. Макрофиты зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: формирование растительных сообществ и особенности радионуклидного загрязнения в условиях левобережной поймы р. Припять // Гидробиол. журн. – 2001. – Т.37, № 6. – С. 64–81.
8. Дубина Д. В., Стойко С. М., Сытник К. М. и др. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. – К.: Наук. думка, 1993. – С. 254–264.
9. Дьяченко Т.Н. Биологические и экологические особенности тростника южного в аспектах оптимального использования его ресурсов. – Гидробиол. журн. – 2011. – Т.47, № 4. – С. 23-34
10. Лукина Л.Ф., Смирнова Н. Н. Физиология высших водных растений. – Киев: Наук. думка, 1988. – 188 с.
11. Позолотина В. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. – Екатеринбург: Изд-во „Госинский”, 2008. – 204 с
12. Удалова А.А. Биологический контроль радиационно-химического воздействия на окружающую среду и экологическое нормирование ионизирующих излучений – Автореф. дис...докт.биол.наук., Обнинск, 2011.- 31с
13. Шевцова Н.Л., Гудков Д.И. Цитогенетические нарушения у тростника обыкновенного в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения //Гидробиол. журн. 2012. № 6. Т.48. С. 99-113.
14. Шевцова Н.Л., Гудков Д.И., Сазонов В.И. Спосіб виготовлення цитогенетичних давлених препаратів з коренів вищих водяних рослин Патент 103090 С2 UA//Бюл.17. -10.09.2013.
15. Широка З.О. Накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами Дніпровських водоймищ. – Автореф. дис. .. канд. біол. наук., Київ, 1995.- 25 с.
16. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / (Eds). J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Stockholm, Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. – 395 p.
17. Real A., Sundell-Bergman S., Knowles J.F. et al. Effects of ionising radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection // Radiol. Prot.- 2004.- V.24. – P.A123 – A137

РАДІАЦІЙНА МОДИФІКАЦІЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ ФІТОПАТОГЕННИХ БАКТЕРІЙ

Шиліна Ю.В*, Гуща М.І.*, Мороз Ю.І.**., О.С. Моложава

*Інститут клітинної біології і генетичної інженерії НАН України, Київ, Україна

** ННЦ «Інститут біології» Київського національного університету ім. Тараса Шевченка, Київ, Україна

Зростання радіонуклідного забруднення довкілля, яке спостерігається протягом останніх десятиліть, потребує подальшого вивчення стосовно його впливу на мікроорганізми і на взаємовідносини в системі господар-мікроорганізм. Стресові фактори, зокрема, опромінення, можуть здійснювати безпосередній вплив як на мікрофлору, так і на організм господаря, призводячи до зміни їх властивостей. Характер і ступінь прояву взаємодії між мікроорганізмом і господарем змінюється в залежності від змін, викликаних опромінення в обох складових цієї системи.

Бактеріям і грибам властива, переважно, висока радіостійкість, яку пов'язують з особливостями їх розмноження, організації генома і функціонуванням розвиненої системи репарації ДНК. Дози опромінення, які викликають значні порушення життєдіяльності і навіть загибель організмів людини, тварин і рослин, для багатьох мікроорганізмів знаходяться в діапазоні стимулюючих.

Більшість досліджень впливу іонізуючого випромінювання на мікрофлору стосується вивчення дії високих доз опромінення на аутомікрофлору людини. При цьому відзначали різкі зміни у складі аутобіоценозів і значне ослаблення кишкового бар'єру, що приводило до інтенсивної транслокації умовно-патогенної флори біотопів організму в його внутрішнє середовище з розвитком серйозних інфекційних ускладнень, що часто є основою несприятливого прогнозу [1].

Зміни аутомікрофлори розглядають також як чутливий показник модифікації імунореактивності організму при хронічному опроміненні. Тривала дія опромінення в малих дозах призводить до такого стану мікроекологічної системи, коли її компенсаторні можливості виявляються нижче радіоасоційованого дисбіотичного потенціалу. Відбувається активація імуносупресивних властивостей умовно-патогенних мікроорганізмів, концентрація і агресивність яких різко зростають [1, 2]. В опроміненому організмі відбувається зміна властивостей мікроорганізмів - підвищується їх біохімічна активність, стійкість до несприятливих факторів середовища, посилюються патогенні властивості [3]. Свої властивості змінюють і сапрофіти - посилюється їх біохімічна активність, патогенність, резистентність до антибіотиків.

Радіаційно-індуковані зміни складу та активності виявлені і стосовно мікрофлори рослин. Про можливість впливу радіонуклідного забруднення на склад популяцій деяких фітопатогенних грибів свідчать дані про расовий склад збудника стеблової іржі пшениці *Puccinia graminis tritici* в умовах 30-ти кілометрової зони відчуження ЧАЕС. Показано, що "чорнобильська" популяція відзначається підвищеною, порівняно з контрольними ділянками, зустрічальністю вірулентних клонів збудника [4]. Зміни взаємовідносин у рослин з мікрофлорою можуть бути викликані не тільки радіаційно-індукованими генетичними (мутаційними) змінами у мікроорганізмів, а й їх епігенетичними перебудовами. Встановлено, що представники багатьох видів фітопатогенних бактерій здатні виживати протягом багатьох генерацій на поверхні рослин як епіфіти в асоціаціях з непатогенними бактеріями і латентно в тканинах рослин-господарів і негосподарів, а також в ризосфері, не викликаючи появи симптомів захворювання. Активація мікроорганізмів та індукція розвитку інфекційного процесу відбувається, коли зміни в зовнішньому середовищі викликають певні зміни стану рослин-господарів та мікрофлори. Можна припустити, що при опроміненні виникають подібні стресові сигнали, що також веде до активації мікрофлори. Проте в природних умовах проблематично вичленити вплив радіаційного фактору із сукупності ефектів дії інших факторів середовища.

Звідси постала задача в контрольованих умовах з використанням різних експериментальних моделей дослідити вплив опромінення в різних дозах на взаємодію фітопатогенних бактерій різного рівня спеціалізації з рослинами та експресію ними факторів патогенності.

Зміна агресивності фітопатогенних бактерій *Pectobacterium carotovora subsp. carotovora* (*Erwinia carotovora subsp. carotovora*), індукована гострим гамма-опроміненням. Об'єктом дослідження були фітопатогенні бактерії *Pectobacterium carotovora subsp. carotovora* (*Erwinia carotovora subsp. carotovora*) штампів *IMB 8982* та *IMB 8418*, який також відносили до "*Erwinia toxica*" (з колекції відділу фітопатогенних бактерій Інституту мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України). Бактерії *P. carotovora* є збудниками мокрої гнилизни картоплі, що пов'язано з

наявністю у них пектолітичних ферментів, які мацерують паренхіматозні тканини рослин і продукція яких звичайно корелює з вірулентністю та агресивністю цих бактерій. Для оцінки впливу гамма-випромінювання суспензії бактерії опромінювали в дозах 5, 10 і 30 Гр при потужності дози 0,04 Гр/с (^{60}Co).

Було показано, що у випадку зараження опроміненими бактеріями дисків картоплі сорту «Луговська», який виявився відносно стійким до збудника мокрої гнилизни, у фітопатогенного штаму *IMB 8982* відбувалося дозозалежне падіння агресивності, тоді як у політрофного штаму *IMB 8418* при всіх застосованих дозах опромінювання спостерігали значну стимуляцію агресивності. Подібне підвищення агресивності у опроміненої культури *IMB 8418* відзначали при зараженні картопляних дисків сорту «Невська». У випадку зараження опроміненими бактеріями картоплі сорту «Зарево», для якого попередньо була показана більша чутливість до фітопатогенних ервіній, для штаму *IMB 8418* не було виявлено вираженого підвищення агресивності. У штаму *IMB 8982* стимуляція агресивності була більш вираженою при опроміненні в дозі 5 Гр. Таким чином, при гострому опроміненні фітопатогенних бактерій *P. carotovora* відбувається зміна їх агресивності по відношенню до картоплі. Підвищення агресивності було більш вираженим у полібіотрофного штаму, що вказує на наявність у даного патогену більш високого адаптаційного потенціалу.

Модифікація УФ-В опроміненням агресивності фітопатогенних бактерій *Pectobacterium carotovora subsp. carotovora*. Для оцінки впливу УФ-В-випромінювання суспензії бактерій *P. carotovora subsp. carotovora* штамів *IMB 216*, *IMB 8982*, *IMB 1847* та *IMB 8418* опромінювали УФ-В в дозах 1, 5, 10, 20 і 50 Дж/м² (потужність дози 1 Вт/м²). У досліджах використовували сорт картоплі «Слов'янка».

Показано, що вплив гострого УФ-В на активність бактерій *P. carotovora* відрізняється для різних штамів. У штаму *IMB 216* опромінювання викликало зниження агресивності із збільшенням дози опромінювання. У штаму *IMB 8982* спостерігали незначну стимуляцію агресивності при малих дозах (1, 5 та 20 Дж/м²), але вона виявилася статистично недостовірною і змінювалася інгібуванням при вищих дозах (50 і 100 Дж/м²). У штаму *IMB 1847* відзначали тенденцію до підвищення агресивності при всіх застосованих дозах УФ-В опромінювання. У разі опромінювання бактерій широкоспеціалізованого штаму *P. carotovora IMB 8418* мало місце виражене підвищення агресивності при всіх дозах опромінювання. Таким чином, УФ-В опромінювання може підсилювати патогенні властивості бактерій *P. carotovora*. Зростання агресивності було більш вираженим у широкоспеціалізованого штаму *P. carotovora IMB 8418*, порівняно з іншими дослідженими фітопатогенними штамми.

Вплив хронічного гамма-опромінювання на фітотоксичну активність бактерій *Pseudomonas aeruginosa* різної спеціалізації. Бактерії *Pseudomonas aeruginosa* фітопатогенних (*IMB 9024*, *IMB 9096*) та сапрофітних (*IMB 8614*, *IMB 8615*, *IMB 8616*) штамів культивували протягом 3-4 діб при потужності дози гамма-випромінювання $1,2 \cdot 10^{-8}$ Гр/с. Після опромінювання суспензіями бактерій заражали водну культуру проростків кукурудзи сорту Титан. Опромінювання фітопатогенних штамів *P. aeruginosa* (*IMB 9024*, *IMB 9096*), а також сапрофітних штамів (*IMB 8615* і *IMB 8616*) викликало підвищення їх фітотоксичної активності, що проявлялося у пригніченні росту коренів проростків та їх пошкодженні. Опромінювання фітопатогенного штаму *IMB 9095* і сапрофітного штаму *IMB 8614* змінювало їх фітотоксичний вплив на рістстимулюючий. Таким чином, хронічне гамма-опромінювання бактерій *P. aeruginosa* з низькою потужністю дози протягом ряду генерацій приводить до зміни їх фітотоксичності.

Збільшення патогенності мікроорганізмів зумовлюється зростанням експресії їх факторів патогенності.

Вплив УФ-В опромінювання на активність фактору патогенності *P. carotovora* пектинліази. Пектинліаза є єдиним ферментом, здатним гідролізувати без попереднього впливу інших ферментів високоетерифіковані рослинні пектини. Інтенсивне утворення пектинолітичних ферментів викликає швидку загибель рослинних клітин і перешкоджає розвитку захисних реакцій у рослин. Відомо, що пектинліаза утворюється при дії на бактеріальні клітини ДНК-пошкоджуючих факторів (налідиксової кислоти, мітоміцину С, УФ-С-випромінювання), які є індукторами SOS-відповіді. Стимуляція синтезу пектинліази у *P. carotovora subsp. carotovora* залежить від функціонування гену *rec A* і регулятора активності генів *Rdg*, який індукується за участю *RecA* при ушкодженні ДНК [5].

Ми дослідили зв'язок агресивності бактерій типового фітопатогенного штаму *P. carotovora IMB 1847* з експресією пектинліази після УФ-В опромінювання. Показано, що залежність експресії пектинліази від дози УФ-В повторювала характер дозової залежності, виявленої для агресивності бактерій. Це свідчить про участь активації пектинліази у стимуляції агресивності бактерій при УФ-В опроміненні.

Вплив хронічного гамма-опромінення на експресію факторів патогенності у бактерії *Pseudomonas aeruginosa*. Було досліджено вплив хронічного опромінення різної інтенсивності на синтез піюціаніну та піомеланіну у різних штамів бактерії *P. aeruginosa*. Піюціанін відносять до факторів вірулентності *P. aeruginosa* по відношенню до людини, тварин і рослин. Бактерії різних штамів *P. aeruginosa* (фітопатогенні – IMB 9024, IMB 9095, IMB 9096 та сапрофітні – IMB 8614, IMB 8615, IMB 8616) культивували протягом 8 діб при потужностях доз 0,74, 1,2 та $5,2 \cdot 10^{-8}$ Гр/с. Було показано, що хронічне опромінення бактерій з малими потужностями доз може викликати підвищення синтезу піюціаніну і піомеланіну у всіх досліджених фітопатогенних і сапрофітних штамів. Зростання експресії цих факторів патогенності в даному дозовому діапазоні не мало дозозалежного характеру, штами, у котрих було виявлено стимуляцію та кількісні значення ефекту варіювали в різних серіях дослідів. Стимуляція утворення бактеріями *P. aeruginosa* сполук, які беруть участь в процесах їх адаптації та патогенезу - піюціаніну та піомеланіну - може бути однією з причин зростання патогенності бактерій в умовах хронічного опромінення.

Стимуляція проліферації бактерій та її роль в патогенезі. Прискорену проліферацію розглядають як один з факторів патогенності мікроорганізмів. Відзначено, що патогенні бактерії, які швидше ростуть *in vivo*, більш вірулентні [6, 7]. Відомо, що опромінення може стимулювати проліферацію клітин, що є одним з механізмів радіоадаптації клітинних популяцій [8]. Проліферацію стимулюють як високі, так і низькі дози опромінення.

Нами було показано, що хронічне опромінення ^{137}Cs протягом 3-4 діб при потужності дози гамма-випромінення $1,2 \cdot 10^{-8}$ Гр/с викликало значне зростання проліферативної активності умовно-патогенного (політрофного) штаму *Pseudomonas aeruginosa* IMB 9024 (приблизно в 2 рази). Зростання швидкості розмноження (до 30 %) спостерігали і у фітопатогенних штамів *P. aeruginosa* IMB 9095 і IMB 9096.

Одержані результати свідчать, що у деяких бактерій можлива стимуляція експресії факторів патогенності у відповідь на дію опромінення. Для факторів патогенності, регульованих таким чином, характерні неспецифічна токсичність і супресивна дія на захисні системи організму-господаря, незалежно від його таксономічного положення.

Висновки. Показана модифікація властивостей фітопатогенних бактерій гострим і хронічним опроміненням в діапазоні високих і низьких доз. Досліджено вплив різних видів опромінення на експресію факторів патогенності фітопатогенних бактерій. Стимулюючий вплив опромінення на агресивність та експресію факторів патогенності була більш вираженою у широко спеціалізованих штамів бактерій *P. carotovora* та *P. aeruginosa* з властивостями політрофів.

Література

1. Лукьянова Е.М., Антипкин Ю.Г., Чернышов В.П., Выхованец Е.В. Ионизирующее излучение и иммунная система у детей. – К.: «Эксперт», 2003. – 210 с.
2. Методичні засади застосування ентеросорбентів при різноспричинених аномаліях імунної відповіді / Терещенко В.П., Дегтярьова Л.В., Литвиненко М.В., Роша Л.Г., Серета Т.П., Іванова О.М., Піщиков В.А., Кожушко Ю.М. – К.: МВЦ «Медінформ», 2007. – 80 с.
3. Василенко И.Я., Василенко О.И. Биологическое действие продуктов ядерного деления. – М.: Издательство БИНОМ, 2011. – 384 с.
4. Дмитриев А.П., Гуца Н.И., Крыжановская М.С. Популяционные изменения фитопатогенных грибов в Чернобыльской зоне отчуждения // Фактори експериментальної еволюції. - Київ: Аграрна наука, 2004. - Т. 2. - С. 126-131.
5. Liu Y., Chatterjee A., Chatterjee A.K. Nucleotide sequence, organization and expression of *rdgA* and *rdgB* genes that regulate pectin lyase production in the plant pathogenic bacterium *Erwinia carotovora* subsp. *carotovora* in response to DNA-damaging agents // Mol. Microbiol. – 1994. – Vol. 14, N 5. – P. 999-1010.
6. Баснакьян И.А., Бондаренко В.М., Мельникова В.А., Белявская В.А. Стрессор-индуцибельные бактериальные белки и вирулентность // Журн. микробиол. - 2001. - № 5. - С. 101-108.
7. Rahme L.G., Stevens E., Wolfort S.F. et al. Common virulence factor for bacterial pathogenicity in plants and animals // Science. – 1995. – Vol. 268. – P. 1899-1902.
8. Котеров А.Н., Никольский А.В. Адаптация к облучению *in vivo* // Радиационная биология. Радиозекология. - 1999. - Т. 39, № 6. - С. 648-662.

ВЫБРОС “ГОРЯЧИХ” ЧАСТИЦ ВО ВРЕМЯ РАЗРУШЕНИЯ КРЫШИ МАШИННОГО ЗАЛА 4-ГО БЛОКА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

В. К. Шинкаренко, В. А. Кашпур, Г. Г. Скоряк.

Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, Чернобыль, Украина

Одним из основных факторов радиационного влияния на персонал, работающий на строительной площадке и в локальной зоне объекта “Укрытие” является ингаляционное поступление радионуклидов в организм. Согласно опубликованных данных средние уровни аэрозольного загрязнения в ближней зоны ЧАЭС не превышают допустимых пределов [1], однако их пиковые уровни во время выполнения некоторых видов работ могут выходить за эти пределы.

12 февраля 2013 г. в 14⁰³ произошло обрушение части крыши машинного зала 4-го блока ЧАЭС. Поскольку на крыше и внутри машинного зала содержатся значительные количества радиоактивных материалов, обрушение крыши должно было сопровождаться выбросом облака радиоактивных аэрозольных частиц.

Целью данной работы является регистрация выброшенных во время обрушения фрагмента крыши аэрозольных “горячих” частиц и изучение их свойств, в частности дисперсного состава и скорости растворения в имитаторе легочной жидкости.

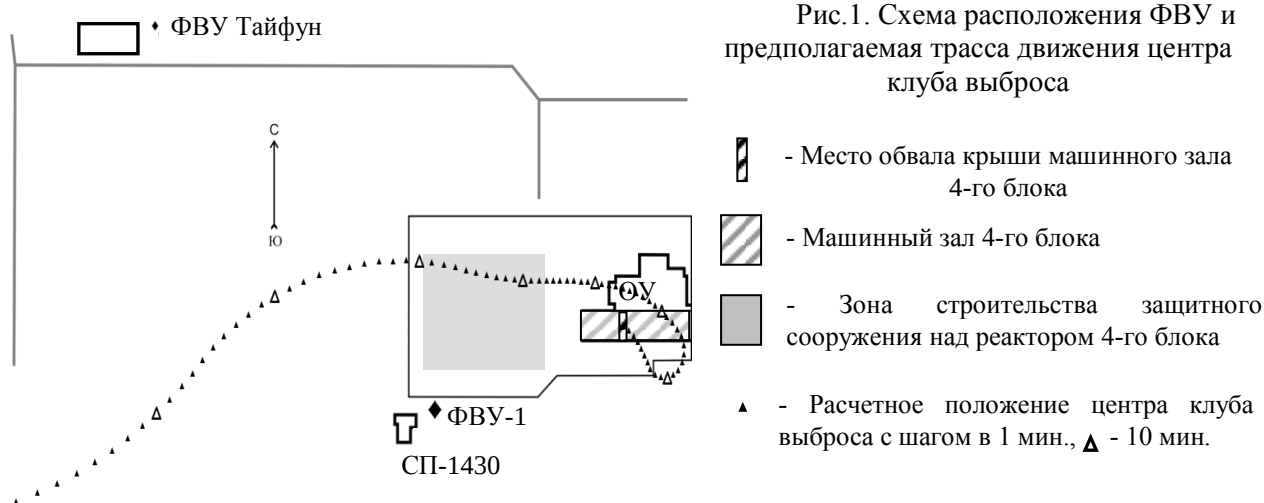
Материалы и методика эксперимента

По программе контроля радиационного загрязнения приземного воздушного слоя вблизи ОУ в это время в непрерывном режиме работали две фильтро-вентиляционные установки – ФВУ-1, расположенная с восточной стороны объекта СП1430 примерно в 500 м от места обвала, (технические характеристики приведены ниже в табл. 1) и установка - «Тайфун», расположенная на расстоянии около 1.5 км (рис. 1). Рабочие параметры фильтро-вентиляционной установки ФВУ-1 и основные данные четырех исследованных фрагментов фильтров приведены в таблице 1. Материал фильтра – ткань Петрянова ФТП-1,5.

По данным метеостанции ИПБ АЭС, расположенной на крыше административного корпуса, ветер на высоте 18 м (высота датчика метеостанции) - 0.3-1 м/с, направление ветра переменное, от северо-западного до юго-восточного. На рис.1 приведена траектория движения центра клуба выброса, рассчитанная на основе метеоданных без учета аэродинамических эффектов, связанных с обтеканием строений и изменения скорости ветра по высоте. Высота крыши – около 35 м, высота воздухозаборника ФВУ-1 $\approx$ 1 м.

Измерения γ -активности ^{137}Cs были выполнены с помощью полупроводникового спектрометра фирмы ORTEC, при этом измеряли половину фильтра.

Авторадиографические исследования воздушных фильтров проводили по методике, описанной в [2], время экспозиции – 25 суток, соотношение площадей фильтр:фрагмент равно 1:8,33.



Кинетику растворения “горячих” частиц в имитаторе легочной жидкости SLF исследовали по методике, описанной в [3-5], состав имитатора SLF приведен там же.

Таблица 1. Исходные данные аэрозольных фильтров

Параметр	Даты начала и окончания экспозиции (февраль 2013)			
	5-12	12-13	14-18	18-20
Время экспозиции фильтра, ч	166.6	24.2	99.7	42.9
Прокачанный объем воздуха, м ³	179928	26136	107676	46332

Результаты и их обсуждение

На аэрозольных фильтрах установки ФВУ-1 за февраль 2013 г. обнаружен значительный скачек плотности радиационного загрязнения, коррелирующий со временем разрушения крыши машинного зала 4-го блока ЧАЭС (см. табл.2). В то же время достоверных изменений радиационного загрязнения на фильтрах установки «Тайфун» не обнаружено.

Авторадиограммы фрагментов фильтров приведены на рис. 2, соответствующие им гистограммы распределений частиц по интервалам активностей - на рис. 4. Сводные результаты определения γ - и β -активности этих фрагментов приведены в табл. 2.

Таблица 2. сводные результаты авторадиографических исследований аэрозольных фильтров

Параметр		Даты начала и окончания экспозиции (февраль 2013)			
		5-12	12-13	14-18	18-20
Суммарная бета-активность фрагмента, Бк		3.70	1154	65.7	37.3
Суммарное число “горячих” частиц на фрагменте		19	2316	52	59
Максимальная зарегистрированная активность “горячей” частицы на фрагменте, Бк		0,4	18,3	11,4	8,9
Пересчитанная бета-активность фильтра, Бк		31	9616	548	310
Пересчитанная гамма-активность фильтра, Бк		13	6534	377	64.9
Соотношение бета/гамма		2.38	1,47	1.45	4.79
Среднесуточная удельная активность воздуха, Бк/м ³	бета	$1.72 \cdot 10^{-4}$	$3,68 \cdot 10^{-1}$	$5.09 \cdot 10^{-3}$	$6.70 \cdot 10^{-3}$
	гамма	$7.20 \cdot 10^{-5}$	$2.50 \cdot 10^{-1}$	$3.50 \cdot 10^{-3}$	$1.40 \cdot 10^{-3}$

Из табл. 2 и рис. 2 и 3 видно, что во время разрушение крыши машзала 4-го блока ЧАЭС в зоне нахождения воздухозаборника ФВУ-1 был зафиксирован существенный (на 2-3 порядка) рост числа “горячих” аэрозольных частиц и их суммарной активности. По сравнению с обычно встречающимися распределениями “горячих” частиц в ближней зоне ОУ, в которых основная активность приходится на небольшое число высокоактивных “крупных” частиц, в этом случае наблюдался примерно одинаковый вклад частиц с логарифмами активности в диапазоне $-1,85 \div +1,0$, что соответствует диапазону активностей $\approx 0,15 \div 2,7$ Бк. Здесь необходимо отметить, что использованный режим авторадиографии не позволяет уверенно регистрировать менее активные частицы. Поскольку на ЧАЭС среди всех радиоактивных загрязнителей облученное топливо имеет максимальную удельную β -активность, можно провести оценку минимально возможных размеров частиц, предполагая их топливную природу. На сегодня, спустя 28 лет после Чернобыльской аварии, удельная β -активность топлива, рассчитанная согласно данным [6], составляет $2,05 \cdot 10^9$ Бк/г UO_2 . Следовательно, указанному диапазону активностей соответствует диапазон масс: $0,07 \div 1,3$ пг и диапазон диаметров “горячих” частиц: $2,36 \div 6,19$ мкм, при этом диаметр частицы с максимальной зарегистрированной активностью (18,3 Бк) составляет 11,7 мкм.

Приведенные в табл. 2 среднесуточные значения удельной активности воздуха на первый взгляд не вызывают особого беспокойства, эти значения существенно ниже допустимых уровней для персонала (60 Бк/м³ по ^{137}Cs [7]). Однако, реальное время прохождения аэрозольного облака было существенно ниже. В качестве грубой оценки, исходя из рис. 1, примем время прохождения ≈ 20 минут, при этом значение удельной β -активности возрастает до ≈ 26 Бк/м³. Но, поскольку наш воздухозаборник находился в стороне от траектории прохождения облака, удельные активности по оси факела выброса будут существенно выше.

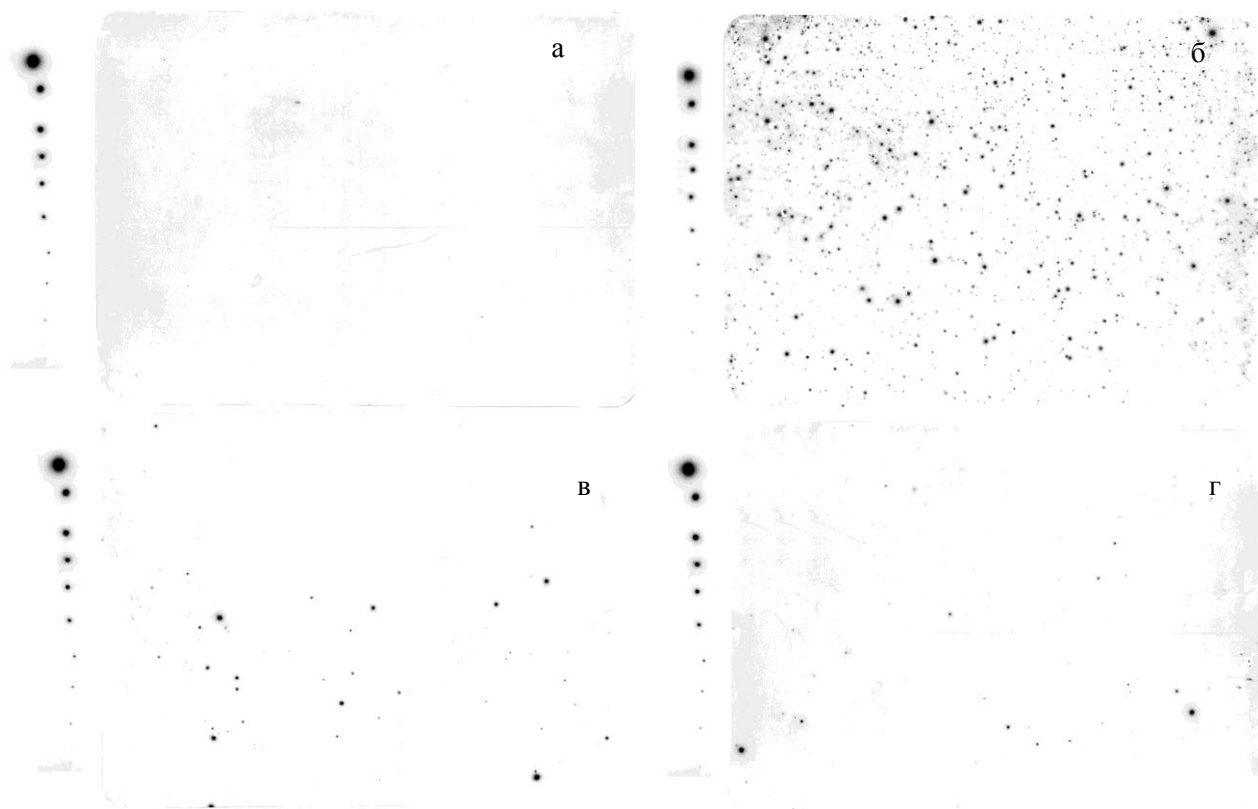


Рис. 2. Авторадиограммы фрагментов фильтров ФВУ-1:
а – 5-12.02.2013; б – 12-13.02.2013; в – 14-18.02.2013; г - 18-20.02.2013.

Оценка дальности распространения выброса

Скорость падения сферических частиц микронных размеров в спокойном воздухе может быть найдена из соотношения Стокса:

$$v = \frac{\rho g d^2}{18\mu}, \quad (1)$$

где ρ – плотность материала частицы; d – ее диаметр; g – ускорение свободного падения; μ – динамическая вязкость воздуха. Для частиц с аэродинамическим диаметром $d_{aэрод} < 29$ мкм ошибка, связанная с применением выражения (1), не превышает 1 % [8].

$$d_{aэрод} = d \sqrt{\frac{\rho}{\rho_{H_2O}}},$$

где d – диаметр частицы; ρ – ее плотность; ρ_{H_2O} – плотность воды.

Некоторое представление о масштабах факела выброса можно получить, рассмотрев дальность полета S аэрозольной частицы, падающей с высоты H в невозмущенном потоке воздуха, движущегося со скоростью ветра. Дальность полета S легко получить из (1):

$$S = \frac{18\mu \cdot v_{aэрод} \cdot H}{\rho \cdot g \cdot d^2} \quad (2)$$

Соответственно, для приведенного выше диапазона размеров аэрозольных частиц ($2,36 \div 6,19$ мкм) имеем диапазон аэродинамических диаметров: $7,5 < d_{aэрод} < 19,6$ мкм и диапазон дальностей $10,5 > S > 1,5$ км, полученный при $H = 35$ м и скорости ветра 0,5 м/с. Отметим, что реальная картина выпадения частиц аэрозольного облака гораздо сложнее, однако данные для более качественной оценки отсутствуют.

Кинетика растворения “горячих” аэрозольных частиц

Для фрагмента фильтра от 12-13 февраля была исследована кинетика растворения ^{137}Cs в имитаторе легочной жидкости. На рис. 4 представлена зависимость активности ^{137}Cs в нерастворившейся части фрагмента фильтра от времени выщелачивания. Сплошная линия – аппроксимация нерастворившейся части фрагмента фильтра от времени выщелачивания. Сплошная линия – аппроксимация экспериментальных точек суммой двух экспонент:

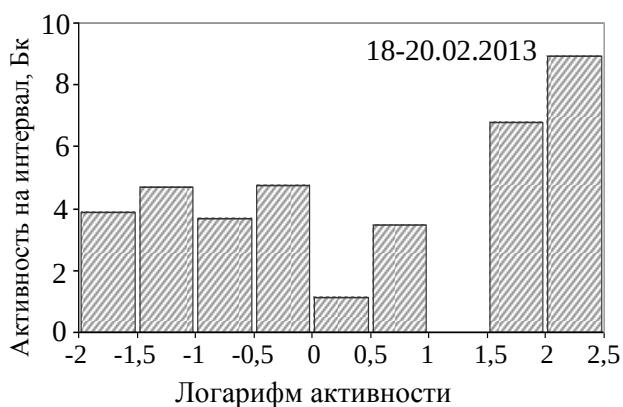
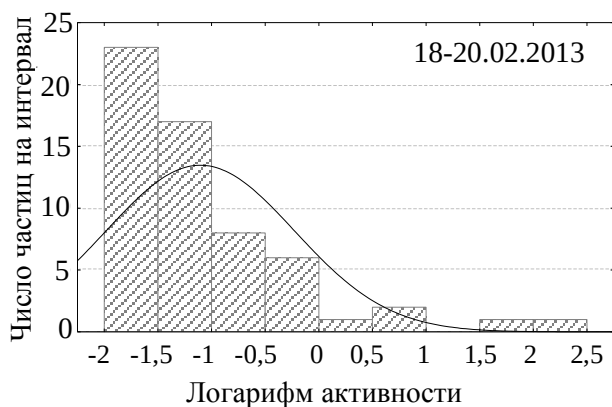
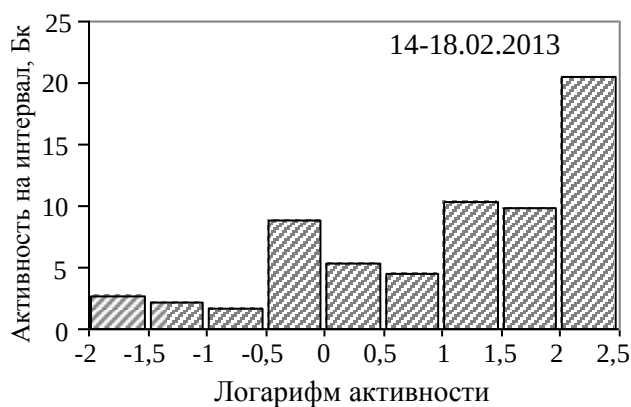
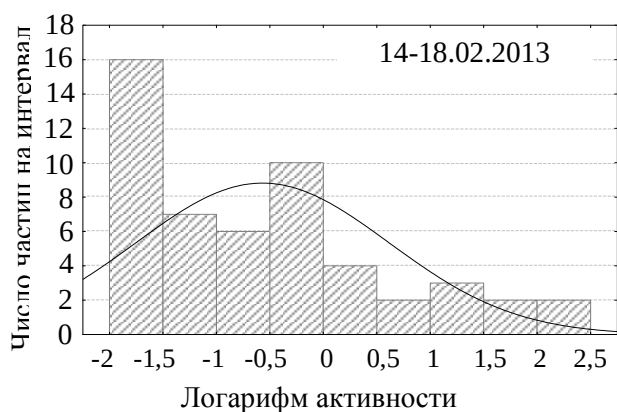
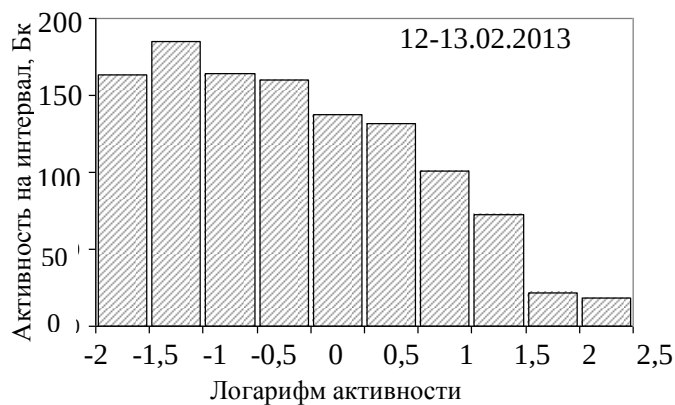
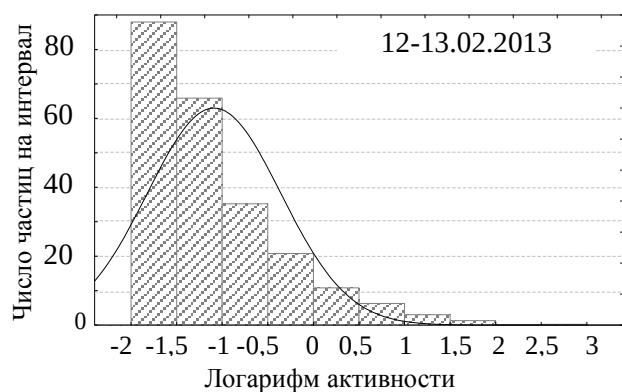
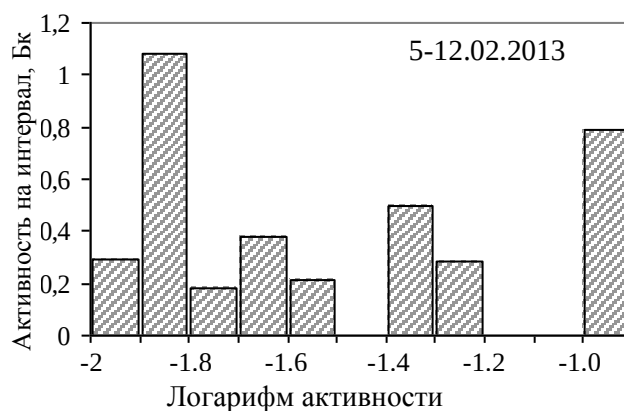
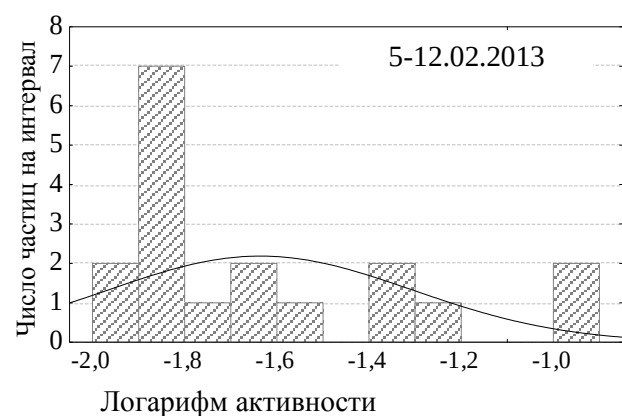


Рис. 3. Гистограммы распределения частиц по логарифму активности (слева) и суммарные активности частиц в выбранных интервалах (справа) для фрагментов фильтров.

$$A_{ост} = a_1 e^{-\frac{\ln 2 \cdot t}{T_1}} + a_2 e^{-\frac{\ln 2 \cdot t}{T_2}} + c = 0.096 \cdot e^{-\frac{\ln 2 \cdot t}{1.29}} + 0.035 \cdot e^{-\frac{\ln 2 \cdot t}{42.6}} + 0.87 \quad (3)$$

здесь $A_{ост}$ – остающаяся нерастворенная часть активности, a_1 и a_2 – доли фракций, c – постоянная составляющая, соответствующая доли медленнорастворимой фракции, $a_1 + a_2 + c = 1$, T_1 и T_2 – времена полураспада, часов.

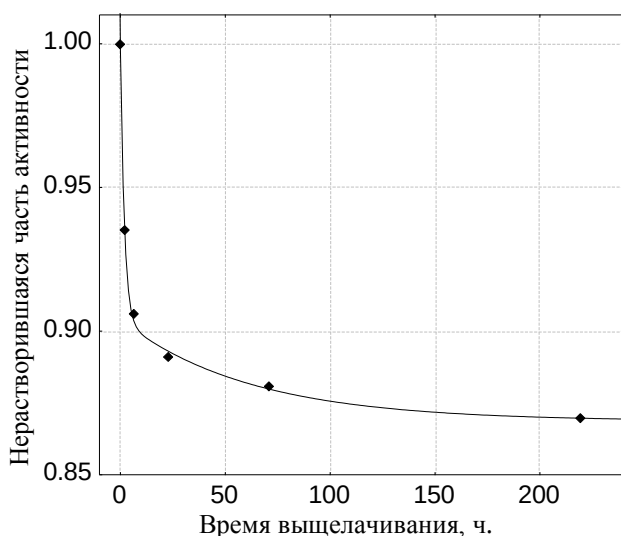


Рис. 4. Кинетика выщелачивания ^{137}Cs из фрагмента фильтра от 12-13.02.2013.

Согласно приближению (3) на фильтре от 12-13.02.2013 около 13 % ^{137}Cs находится в быстрорастворимой форме. Это согласуется с обнаруженным нами ранее наличием в подкровельном пространстве машинного зала обогащенной ^{137}Cs относительно быстрорастворимой фракции аэрозольных частиц [3-5] и является дополнительным свидетельством привязки источника выброса к машинному залу 4-го блока ЧАЭС.

Изменение соотношений β/γ -активностей фрагментов фильтров (см. табл.3) во времени связано, по-видимому, с неоднородным распределением частиц по поверхности фильтра, поскольку измерения β - и γ -активностей проводились на различных фрагментах одного и того же фильтра. Отметим также, что, среди наблюдаемых изменений просматривается

некоторая закономерность: до обрушения соотношение β/γ весьма близко к значению этой величины для облученного топлива 4-го блока (2,67); в день разрушения крыши наблюдается резкое уменьшение этого коэффициента, что может быть связано с выбросом обогащенных ^{137}Cs частиц.

ВЫВОДЫ

Зафиксирован выброс облака "горячих" аэрозольных частиц во время обрушения части крыши машинного зала 12 февраля 2013 г. Наличие выброса подтверждается γ -спектроскопическими и радиографическими исследованиями аэрозольных фильтров за соответствующие дни, а также сходной кинетикой растворения находящихся на фильтре и ранее исследованных частиц, отобранных в подкровельном пространстве машинного зала. Полученное распределение "горячих" частиц по активностям показывает существенный вклад малоактивных частиц в суммарную активность фильтра.

Согласно имеющимся метеоданным, предполагаемый факел выброса прошел по территории строительной площадки защитного сооружения спустя 30 - 60 минут после обрушения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Огородников Б.И., Павлюченко Н. И., Пазухин Э. М. Радиоактивные аэрозоли объекта "Укрытие" (обзор). Ч. 2.2: Концентрации радиоактивных аэрозолей на промплощадке объекта "Укрытие". // Чернобыль, 2004. — Препр. / НАН України; Міжгалузевий науково-технічний центр "Укриття"; 04-1.
2. Шинкаренко В.К.. К определению активности «горячих» частиц радиографическим методом // Проблемы безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2008.- в. 9. - С.130-139
3. Гаргер Е. К., Одинцов А. А., Шинкаренко В. К. Оценка степени растворения радиоактивных аэрозольных частиц из объекта «Укрытие» // Проблемы безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2009.- в.12. - С. 125-136.
4. Garger E. K., Meisenberg O., Odintsov O.O. et al. Solubility of hot fuel particles from Chernobyl - Influencing parameters for individual radiation dose calculations // Talanta, 115 (2013) 40–46
5. Гаргер Е. К., Одинцов А. А., Шинкаренко В. К. и др. Поведение «горячих» аэрозольных частиц из объекта «Укрытие» в имитаторах легочной жидкости // Проблемы безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2013.- в.21. - С. 43-52.
6. Богатов С.А., Боровой А.А., Дубасов Ю.В. и др. Форма и характеристики частиц топливного выброса при аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. - 1990. - Т. 69, вып. 1. - С. 36 - 40.
7. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97); Державні гігієнічні нормативи. – Київ, 1997. - 121 с.
8. Грин Х., Лейн В. Аэрозоли - пыли, дымы и туманы. Л.: «Химия», 1972, 428 с.

РАДИОЗАЩИТНЫЕ СВОЙСТВА ЭКСТРАКТОВ НЕКОТОРЫХ ЛЕКАРСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ

*Шамилов Э.Н., *Абдуллаев А.С., *Шамилли В.Э., **Азизов И.В.

*Институт Радиационных Проблем Национальный Академии Наук Азербайджана, г.Баку,

**Институт Ботаники Национальный Академии Наук Азербайджана, г.Баку

Введение

На протяжении многих десятков лет перспективным направлением разработки средств защиты от поражающего действия ионизирующих излучений выдвигается поиск природных противолучевых препаратов. Лекарственные растения обладают рядом преимуществ по сравнению с синтетическими средствами: низкой токсичностью, широким спектром фармакологической активности, способностью воздействовать на физиологические процессы, протекающие в организме человека и, соответственно повышать естественную защиту организма, а также характеризуются постепенным нарастанием фармакологического эффекта [1]. Кроме того, растительные средства, полученные в форме экстрактов, оказывают на организм больного комплексное воздействие, так как они содержат биологически активные вещества разных групп в концентрированном виде [2]. Выраженность фармакологических эффектов экстрактов во многом зависит от содержащихся в них природных соединений.

В ранних исследованиях [3-10] широко исследованы радиозащитные действия экстрактов, полученных из разных лекарственных растений Азербайджана, в том числе рутин, выделенного из *Sophora japonica* и его комплексов с металлами на жизнедеятельность растений, высших грибов и млекопитающих.

Лекарственное растение (*Calendula officinalis* L.) обладает широким спектром фармакологической активности, которая обусловлена богатым содержанием в цветах таких биологически активных соединений, как каротиноиды (каротин, ликопин, виолаксантин, цитраксантин, рубиксантин, флавохром), флавоноиды (нарциссин, изокверцитрин, рамнетин и изорамнетин-3-триглюкозид), витамины, эфирного масла, сапонины, смолистых веществ, календен, органические кислоты, неизученные алкалоиды, фитостерины, ферменты и некоторые другие вещества.

При исследовании общего действия и острой токсичности галеновых препаратов календулы было установлено, что они малотоксичны и оказывают заметное ингибирующее влияние на двигательную активность и рефлекторную возбудимость животных. Влияние препаратов календулы на деятельность сердечно-сосудистой системы проявлялось отчетливым кардиотоническим и гипотензивным эффектом. При введении препаратов календулы животным в высоких дозах у них понижалось артериальное давление крови на 30-40% от исходного уровня, урежались сердечные сокращения и несколько повышалась амплитуда сокращений сердца, отмечалось урежение и углубление дыхания. Препараты календулы способствуют замедлению роста опухолей у онкологических больных. Неприхотливый цветок календулы является целым кладом полезных свойств, которые делают его незаменимым лекарственным средством.

Особенно хорошие результаты дает применение календулы в сочетании с ромашкой и тысячелистником. Комплексный препарат оказывает желчегонное, спазмолитическое и противовоспалительное действие, устраняет застой желчи, улучшает желчевыделительную функцию.

Цель настоящей работы – оценить радиозащитное действие экстрактов полученных из цветков календулы лекарственной (*Calendula officinalis* L.) и растительного сбора состоящего из цветков календулы лекарственной (*Calendula officinalis*), ромашки аптечной (*Matricaria chamomilla*) и тысячелистника обыкновенного (*Achillea millefolium*).

Материал и методика

Эксперименты проводили на беспородных мышей массой 20–25 г. Животных содержали в условиях вивария на стандартном рационе питания. Из эксперимента животных выводили в соответствии с правилами Европейской конвенции по защите позвоночных животных, используемых для экспериментальных и иных научных целей.

Лекарственные растения, входящие в состав сбора, были собраны в летне-осенний период 2010 г. в селе Буйнуз Исмаиллинского района Азербайджанской Республики.

С целью изучения радиобиологической активности получены экстракты календулы и экстракт сбора растений, содержащего календулы, ромашки и тысячелистника. Высушенные и измельченные массы растений, экстрагировали хлороформом или этанолом в аппарате Сокслета. Затем растворитель отгоняли, а остаток пропускали через колонку с силикагелем. В качестве элюента использовали смесь хлороформ: четыреххлористый углерод 3:1. На выходе из колонки собирали экстракт.

Для определения наличия радиобиологической активности полученных экстрактов был проведен тест на 30-дневную выживаемость облученных животных. В экспериментах использовали беспородных мышей массой 20–25 г. Острую токсичность определяли при введении исследуемых экстрактов в водном растворе однократно внутрибрюшинным способом в полном соответствии с общепринятой в фармакологии методикой. Наблюдение за поведением и регистрацию гибели животных вели на протяжении первого часа и затем фиксировали гибель животных в последующие пять суток после инъекции. Животных облучали на γ -установке «РУХУНД - 20000» с источником излучения Co^{60} в дозе 7,5 Гр; мощность дозы облучения составляет 0,396 Гр/сек. Исследуемые экстракты вводили животным в водном растворе за 30 мин до облучения в 300 мг/кг. Животным контрольных групп в те же сроки и в эквивалентных количествах перед облучением вводили растворитель – дистиллированную воду. Для сравнения радиозащитной активности исследуемых экстрактов был использован радиопротектор-стандарт цистамин (бис-(β -аминоэтил) дисульфид) в оптимальной радиозащитной дозировке 200 мг/кг, вводимый за 15–20 мин до облучения.

Также был проведен тест на 30-суточную выживаемость облученных мышей в дозе 9 Гр и определены средняя доза при 50%-ной выживаемости животных (CD_{50}) при введении экстрактов и средняя продолжительность жизни (СПЖ) облученных животных. При определении острой токсичности после введения экстрактов в дозировках 2000 и 1000 мг/кг отмечено резкое снижение дыхательных функций, возникновение клинических судорог и 100%-ная гибель в течение 10 мин. Снижение дозировки до 750 мг/кг привело к 100%-ной гибели животных с теми же симптомами в течение часа. Введение экстракта в концентрации 500 мг/кг вызвало неоднозначный эффект: в одних случаях наблюдалась 100%-ная выживаемость, в других – 50%-ная гибель. Введение дозировки 250 мг/кг не вызвало ни одного случая гибели на протяжении всех пяти суток наблюдения. Таким образом, можно сделать вывод, что экстракты также относятся к малотоксичным; CD_{50} для него находится в пределах 350–500 мг/кг.

Результаты и обсуждение

Радиобиологический эксперимент проводили на мышах, которым вводили экстракт календулы и комплексный экстракт (КРТ) в концентрации 300 мг/кг за 30 мин до облучения в дозе 7,5 Гр и фиксировали время жизни облученных животных в течение месяца. В качестве сравнения радиозащитного действия использовали радиопротектор-стандарт цистамин и контрольную группу животных, которым вместо радиопротектора вводилась дистиллированная вода. Результаты испытаний представлены в таблице.

Таблица. Результаты радиобиологических испытаний

Варианты	Количество мышей	Количество выживших мышей	Выживаемость, %	СПЖ, сутки
Цистамин	20	16	80	$8,32 \pm 0,31$
Экстракт календулы	20	11	55	$13,4 \pm 2,13$
Цистамин	20	16	80	$8,3 \pm 0,33$
Комплексный экстракт (КРТ)	20	12	58	$15,52 \pm 1,4$
Облученный контроль	20	0	0	$8,4 \pm 0,73$
Биологический контроль	20	20	20	30 и более

Изучение радиопротекторной активности экстракта календулы показало, что экстракт обладает радиопротекторной активностью (55%), несколько уступающей активности протектора-

стандарта цистамина (80%), а экстракта сбора снижая летального действие ионизирующей радиации, обладает радиопротекторной активностью (58%) и повышает выживаемость и средняя продолжительность жизни летально облученных мышей больше экстракта календулы (58%) и меньше цистамина (80%).

Полученные результаты говорят о том, что при введении экстракта календулы происходит значительное увеличение продолжительности жизни животных (почти в 2 раза), хотя выживаемость после 30 суток несколько уступает таковой при введении радиопротектора-стандарта. В случае комплексного экстракта также происходит увеличение продолжительности жизни облученных животных, однако процент выживаемости после окончания эксперимента – через 30 суток – больше экстракта календулы.

Полученные нами данные свидетельствуют о перспективности использования экстракта календулы отдельно и в комплексе экстрактов ромашки и тысячелистника при разработке лекарственных композиций, предназначенных для предотвращения местных лучевых поражений.

Список литературы

1. Максютин Н.П. Растительные лекарственные средства/ Н.П. Максютин, Н.Ф.Комиссаренко, А.П.Прокопенко и др.; Ред. Н.П. Максютин К.: Здоровья, 1985.- 280 с.
2. Николаев С.М., Леднева И.П., Самылина И.А., Иващенко Н.В. Изучение спазмолитической и диуретической активности лекарственного сбора //Резервы совершенствования лекарственного обеспечения населения РСФСР: Тез. докл. Владимир. - 1991. -с.21-22.
3. Алиев Р. К., Прилипко Л. И., Дамиров И. А. Лекарственные растения Азербайджана; Справочник. - Баку: Азербайджанское государственное издательство, 1972.
4. Шамилов Э.Н., Абдуллаев А.С Рзаева И.А., Азизов И.В / Влияние комплексов железа на формирование фотосинтетического аппарата и выхода генетических изменений у гамма-облученных семян пшеницы / Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology. Medecine. – 2010. – Vol. 18. N2. – Р. 90-95.
5. Азизов И.В, Абдуллаев А.С., Шамилов Э.Н., Рзаев А.А., Ахмедов И.Д. Влияние экстрактов зверобоя (*Hypericum perforatum* L.) и гармалы (*Peganum harmala* L.) на рост проростков пшеницы. "Научные труды Института Ботаники НАН Азербайджана", XXVII том., Баку "Элм"-2007., стр.182-184.
6. Mamedov N.A., Craker L.E., Shamilov E.N., Rzaev A.A., Abdullaev A.S., Rzaeva I.A., Gasimova N.I., Guliev G.N./ Radioprotective Activity of Some Medicinal Plant Extracts / Science and Horticulture for People, Lisboa 2010, Abstracts. Volume 1, 28th International Horticultural Congress. Lisbon Congress Centre. August 22-27, 2010, p. 84. International Society for Horticultural Science ISHS.
7. Касумов Ф.Ю., Шамилов Э.Н., Абдуллаев А.С., Касумова Н.И., Кулиев Г.Н. / Исследование компонентного состава экстракта шафрана (*Crocus sativus* L.) и его противолучевое действие / Россия. Приложения к журналу "Традиционная медицина" №3 (22) 2010, стр.140-146.
8. Шамилов Э.Н., Абдуллаев А.С., Ахмедов И.Д., Азизов И.В. Изучение противолучевых свойств полимермодифицированного экстракта *Hypericum perforatum* L. Международная конференция "Радиобиологические и радиэкологические аспекты Чернобыльской катастрофы". Международный Ассоциации Академий Наук, Национальная Академия Наук Украины и России. Тезисы докладов. Славутич 2011. стр.149.
9. Шамилов Э.Н., Абдуллаев А.С., Рзаева И.А./ Противолучевая активность экстракта *Achillea millefolium* L./ Мин. образования и науки Украины, Радиобиологическое общ-тво Украины, Материалы международной конференции «Радиопротекторы, эффективные при действии хронического облучения в малых дозах» 16-20 июнь 2008 г. г. Николаев стр.86-87.
10. Шамилов Э.Н., Рзаев А.А., Абдуллаев А.С., Касумова Н.И., Кулиев Г.Н., Мамедраева Э.Т., Газыев А.Г., Азизов И.В./ Цитогенетические изменения облученных крыс под воздействием растительных биоконплексов / Известия Академии Наук Грузии, Биологическая серия А, том 35, Тбилиси 2009, стр.393-401.

РАДІАЦІЙНО-ГІГІЄНИЧНИЙ МОНІТОРИНГ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ. ЕКОЛОГО-ГІГІЄНИЧНА СИТУАЦІЯ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ.

А.Б.Білоник, В.В.Василенко, В.О.Пікта

Державна установа «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України», вул. Мельникова, 53, м. Київ, 04050, Україна

Державний заклад «Український центр з контролю та моніторингу Міністерства охорони здоров'я України», вул. Ярославська, 41, м. Київ, 04071, Україна

На території України радіаційно-гігієнічний моніторинг (далі – РГМ) здійснюється в рамках державного санітарно-епідеміологічного нагляду силами 158 радіологічних підрозділів Держсанепідслужби України. Структура цих підрозділів організована з урахуванням територіального поділу, наявності об'єктів радіологічного контролю та наслідків аварії на ЧАЕС. Сьогодні вона складається з підрозділів районного, міського, обласного рівнів та ДЗ «Український центр з контролю та моніторингу Міністерства охорони здоров'я України». Організацію та координацію діяльності покладено на МОЗ України та Державну санітарно-епідеміологічну службу МОЗ України.

В 2012-2013 рр. проведено реорганізація та реформування Держсанепідслужби України, що не завжди позитивно відобразилося на здійсненні РГМ.

Метою даної статті є забезпечення ефективного радіаційно-гігієнічного контролю та захисту населення від іонізуючого опромінення на пізньому етапі аварії на ЧАЕС в умовах здійсненого реформування галузі.

Завданнями дослідження: вивчити організацію радіаційно-гігієнічного нагляду та захисту населення радіоактивно забруднених територій, провести аналіз ефективності його функціонування, вивчити систему радіаційно-гігієнічного моніторингу в Україні, вивчити основні чинники, що формують дози опромінення населення радіоактивно забруднених територій.

Методи дослідження: аналітичні, санітарно-гігієнічні, радіологічні, математико-статистичні.

Основним результатом і висновком даного дослідження є удосконалення діючої системи радіаційно-гігієнічного моніторингу на радіоактивно забруднених територіях України внаслідок аварії на ЧАЕС.

Ключові слова: радіаційно-гігієнічний моніторинг, Держсанепідслужба, радіоактивно забруднені території, питома активність.

Аварія на ЧАЕС призвела до опромінення значної частини території України. Так, 12 областей зазнали радіоактивного забруднення, 78 районів потребують контролю внутрішнього та зовнішнього дозового навантаження населення.

На теперішній час радіаційний стан на Україні зумовлений як наслідками аварії на ЧАЕС, так і наявністю великої кількості об'єктів, що використовують радіоактивні речовини та джерела іонізуючих випромінювань (ДІВ).

Зокрема: діє 4 АЕС (Південноукраїнська, Рівненська, Хмельницька, Запорізька), на яких працює 14 атомних реакторів; 2 дослідницьких ядерних реактори (м. Київ, м. Севастополь); близько 9 тисяч установ та організацій, що експлуатують та використовують радіоактивні речовини та джерела іонізуючих випромінювань; 6 міжобласних спеціалізованих комбінатів (Київ, Харків, Одеса, Львів, Дніпропетровськ, Донецьк); підприємства уранодобувної та переробної промисловості.

Щорічно виконуються сотні тисяч рентгенодіagnostичних та флюорографічних досліджень, десятки тисяч радіологічних досліджень та курсів променевого лікування. Таким чином, додаткового впливу іонізуючого випромінювання зазнає значна частина населення України.

Відповідно до ст.39 Закону України «Про забезпечення санітарного і епідемічного благополуччя населення», основним завданням органів державної санітарно-епідеміологічної служби є контроль дотримання юридичними і фізичними особами санітарного законодавства з метою попередження, виявлення, зменшення або усунення шкідливої дії небезпечних чинників на здоров'я людей.

З метою одержання інформації, необхідної для прийняття рішень по забезпеченню радіаційного захисту персоналу і населення, введено моніторинг опромінення осіб, що працюють з радіоактивними речовинами та джерелами іонізуючих випромінювань, населення та територій, які зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС.

Відповідно до Публікації 43 МКРЗ «Принципи моніторингу в радіаційному захисті населення», *моніторинг – це вимірювання випромінювання або концентрації нукліда з метою оцінки (або контролю) впливу зовнішнього опромінювання, або радіоактивної речовини. Програма моніторингу включає вид і частоту вимірювань, методи вимірювань, відбір проб і подальший лабораторний аналіз, методи статистичної обробки, методи отримання, інтерпретації і реєстрації даних. Завершальною частиною моніторингу може бути розрахунок доз опромінювання для окремих осіб або груп населення і порівняння отриманих результатів з нормативами, що діють.*

В Україні радіологічний моніторинг навколишнього середовища здійснюють національні органи – Міністерство охорони здоров'я і Міністерство охорони навколишнього середовища, а також Держкомітет з гідрометеорології. Крім того, ведеться відомчий радіологічний моніторинг в районі розміщення об'єктів, які є джерелами радіаційно-небезпечних викидів і скидів в навколишнє середовище (наприклад, АЕС).

На початковому етапі основним завданням радіаційно-гігієнічного моніторингу був моніторинг радіоактивності навколишнього середовища в зв'язку з необхідністю оцінки стану радіаційної безпеки населення, що пов'язана з наслідками випробування ядерної зброї. В подальшому до цього приєднався моніторинг радіаційно-небезпечних промислових об'єктів (АЕС, радіохімічні підприємства, уранові копальні та ін.), а також виробничого середовища на підприємствах, де використовувались джерела іонізуючого випромінювання (промисловість та медицина).

Після Чорнобильської катастрофи роль РГМ значно зросла, оскільки серйозним завданням стало визначення доз опромінення різних контингентів населення, які постраждали внаслідок опромінення (УЛНА, евакуйоване населення, мешканці РЗТ).

На сучасному етапі РГМ почав новий етап свого розвитку, пов'язаний з необхідністю оцінки природної компоненти опромінення населення, оскільки вона є визначальною в загальній дозі опромінення людини.

Згідно з «Комплексною програмою здійснення державного санітарного нагляду в галузі радіаційної безпеки України», в об'єм РГМ, що здійснює Держсанепідслужба, входять контроль гамма-фону території та в приміщеннях, дози опромінення персоналу та пацієнтів рентгенівських та радіологічних відділень лікувальних закладів, контроль рівнів радіоактивності харчових продуктів та питної води з подальшим розрахунком доз опромінення населення.

Оскільки аліментарний фактор є домінуючим у формуванні дози внутрішнього опромінення організму, ці заходи базуються на радіаційно-гігієнічному моніторингу довкілля:

- визначення доз внутрішнього опромінення за даними прямого виміру ^{137}Cs в організмі людини;
- контроль вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді.

Перший з даних напрямків реалізується силами лабораторії індивідуального дозиметричного контролю (далі – ІДК) Державної установи «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України» (далі – ННЦРМ НАМН).

У післяаварійний період силами відділу дозиметрії і радіаційної гігієни ННЦРМ проводиться постійний моніторинг рівнів опромінення населення територій, що постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС). Зібрані масиви даних щодо забруднення ґрунтів радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr . Щорічно в рамках загальнодозиметричної паспортизації населених пунктів отримується інформація про вміст ^{137}Cs , ^{90}Sr в молоці та картоплі [1, 2]. З 1987 року отримано понад 620 тис. власних результатів ЛВЛ (лічильник випромінювання людини) вимірів [3, 4]. Створено нові установки, розроблено низку методик для виконання вимірів інкорпорованих в тілі людини радіонуклідів та визначення доз опромінення населення як індивідуальних так і усереднених по населеному пункту, розрахованих „паспортних доз” [5, 6]. За результатами ЛВЛ-вимірів в перші поаварійні роки були проведені певні дослідження щодо виявлення особливостей формування доз внутрішнього опромінення. Впродовж аварії ситуація стрімко мінялася. Динаміка доз внутрішнього опромінення вкрай нестійка. Так, після зниження в 1986-1991 рр. спостерігалось постійне (з 1992 року) зростання доз внутрішнього опромінення сільського населення внаслідок вживання місцевих продуктів як результат згорання профілактичних заходів з радіаційного захисту, до того ж, в окремих населених пунктах (НП) Рівненської, Житомирської, Київської та інших областей середні рівні опромінення перевищили $1 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$, в останні роки дози внутрішнього опромінення знизились та стабілізувались [4, 7]. На сьогоднішній день за результатами Державної програми „Дозиметрична паспортизація населених пунктів України” 2011 року у інтервал річних „паспортних” доз $>5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ не потрапив жоден населений пункт, у інтервал $1-5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ („третя зона”) потрапляють 25 НП Житомирської та Рівненської області, ще 101 НП має паспортну дозу $>0,5 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ („четверта зона”) [2], тільки 4 з них – населені пункти Київської області.

З іншого боку, як показав багаторічний ЛВЛ-моніторинг, є ряд населених пунктів, дози внутрішнього опромінення в яких є дуже нестабільними і рік від року дуже змінюються, що потребує вивчення факторів такої нестабільності та рекомендацій щодо впливу на них з метою мінімізації існуючих доз опромінення, навіть, якщо вони нижчі від зазначених вище дозових рівнів для „контрольованих” територій.

Така ситуація потребує проведення комплексного радіаційного моніторингу рівнів внутрішнього опромінення населення РЗТ, обумовлених надходженням ^{137}Cs , ^{90}Sr – ЛВЛ-виміри вмісту інкорпорованого в організмі радіоцезію, дослідження основних продуктів харчування на вміст радіонуклідів, оцінка рівнів споживання основних продуктів харчування. Проведення такого моніторингу дасть можливість визначити основні радіаційно-гігієнічні чинники формування доз внутрішнього опромінення населення РЗТ на поточному етапі аварії та особливості формування доз, що, в свою чергу, забезпечить адекватні заходи стосовно зменшення доз внутрішнього опромінення населення РЗТ.

Другий напрямок, а саме контроль вмісту радіонуклідів у продуктах харчування та питній воді, належить до компетенції Держсанепідслужби, а саме її радіологічних підрозділів. До останнього часу вони були єдиною ланкою із забезпечення контролю і нагляду за забезпеченням радіаційної безпеки та інформування населення про радіаційну ситуацію на місцях.

Так, у 2013 році силами Держсанепідслужби України проведено 35610 досліджень харчових продуктів на вміст ^{137}Cs , та ^{90}Sr , перевищень допустимих рівнів виявлено в 528 взірцях (з них 7 по ^{90}Sr), що становить 15% і 0,04% відповідно.

У зв'язку з реформуванням галузі у 2012-2013 рр на даний час із типової структури органів Держсанепідслужби радіологічні підрозділи, відповідальні за здійснення РГМ, вилучено. Стало неможливим проведення систематичного радіаційного контролю та забезпечення виконання норм радіаційної безпеки і законодавства загалом. Розбалансовано налагоджені протягом багатьох років системи радіаційно-гігієнічного моніторингу на РЗТ.

Таким чином, для покращення та оптимізації проведення РЗМ на РЗТ життєво необхідно виконання двох факторів:

- 1) Відновлення діяльності радіологічних підрозділів (відділів, відділень, груп або лабораторій) у структурі Держсанепідслужби.
- 2) Створення належним чином узгоджених та затверджених методичних рекомендацій по здійсненню радіаційно-гігієнічного моніторингу на радіоактивно забруднених територіях

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Ліхтарьов, І. А. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Дані за 2008 рік [Текст] / І. А. Ліхтарьов, Л. М. Ковган, Г. В. Федосенко [та ін.] // МНС України, ДУ «НЦРМ АМН України», ІРЗ АТН України. – Збірка 13, 2009. – 64 с.
2. Ліхтарьов, І. А. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Дані за 2011 рік [Текст] / І. А. Ліхтарьов, Л. М. Ковган, Г. В. Федосенко [та ін.] // МНС України, ДУ «НЦРМ АМН України», ІРЗ АТН України. – Збірка 14, 2012. – 99 с.
3. Василенко, В. В. Система масового дозиметричного моніторингу з використанням лічильників випромінювання людини для населення радіоактивно забруднених територій [Текст] / В. В. Василенко, О. М. Перевозніков, В. О. Пікта та ін. // Проблеми поводження з радіоактивними відходами в Україні, Х міжн. форум «Технології захисту - 2011» : Матеріали наук.-техн. конф., МНС України. – К. : КІМ. – 2011. – С. 54–59.
4. Перевозніков, О. Н. Массовый многолетний СИЧ-мониторинг населения Украины, вовлеченного в Чернобыльскую аварию [Текст] / О. Н. Перевозніков, В. В. Василенко, Л. А. Литвинец [и др.] // Радиационная гигиена. – 2009. – Т. 2, №2. – С. 40–47.
5. Ліхтарьов, І. А. Дози опромінення [Текст] / І. А. Ліхтарьов, В. В. Василенко, М. Я. Циганков [та ін.] // Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 1986–2011: монографія / за ред. А. М. Сердюка, В. Г. Бебешка, Д. А. Базики. – Тернопіль : ТДМУ, 2011. – С. 35–64.
6. Василенко, В. В. Радіологічні та медичні наслідки Чорнобильської катастрофи. Дози опромінення населення [Текст] / В. В. Василенко // 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. – К. : КІМ, 2011. – С. 116–125.
7. Перевозніков, О. М. Стан і перспективи системи радіаційного моніторингу внутрішнього опромінення на радіоактивно забруднених територіях внаслідок Чорнобильської аварії [Текст] / О. М. Перевозніков, В. В. Василенко, В. О. Пікта та ін. // Довкілля та здоров'я. – 2009. – №1(36). – С. 18–22.

АНАЛІЗ РІВНІВ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ТА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ ¹³⁷Cs НА ТЕРИТОРІЇ ВЕЛИКООЗЕРСЬКОЇ СІЛЬСЬКОЇ РАДИ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Лико Сергій Михайлович, Деркач Оксана Анатоліївна

Рівненський державний гуманітарний університет

Постановка проблеми. Під час катастрофи на ЧАЕС реалізувався найбільш важкий сценарій за наслідками для сільського господарства України: забруднено більше п'яти мільйонів га земель, на яких виробляється продукція і проживає біля трьох мільйонів людей. Радіаційний стан на забруднених територіях визначається, перш за все, інтенсивністю включення радіонуклідів у харчовий ланцюг ґрунт – рослини – тварини – продукція тваринництва, яка значно відрізняється залежно від ґрунтово-екологічних умов.

Елементи новизни. Великоозерська сільська рада знаходиться на території Дубровицького району, що є одним із найбільш радіаційно забруднених районів Рівненської області. Населені пункти Великоозерської сільської ради - с. Великий Черемель, с. Великі Озера, с. Шахи та с. Різці були віднесені до другої зони - зони безумовного (обов'язкового) відселення, тому у віддалений період після Чорнобильської катастрофи залишається актуальним дослідження екологічного стану ґрунтів Великоозерської сільської ради для виявлення змін та контролю за проведенням заходів, спрямованих на зменшення міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі.

Методологія досліджень. Науково-методологічною основою статті стали праці М.О. Клименка, А.М. Прищепи, С.І. Веремєєнко, Д.В. Лико, П.Д. Колодича, що були присвячені вивченню екологічного стану Рівненської області та районуванню території населених пунктів за екологічними ризиками.

Викладення основного матеріалу. За період, що минув з часу після аварії на ЧАЕС, радіаційна ситуація на забруднених територіях значно змінилась за рахунок природних процесів (розпаду радіонуклідів, їхньої фіксації і перерозподілу в різних компонентах навколишнього середовища та ін.), проведених контрзаходів, спрямованих на зниження доз опромінення і створення безпечних умов проживання громадян на забруднених територіях та ведення агропромислового виробництва.

Переважаючим типом ґрунту на території Великоозерської сільської ради є торфово-болотні ґрунти і торфовища мілкі осушені, що характеризуються найвищими коефіцієнтами переходу ¹³⁷Cs з ґрунту в рослини.

У 2011 році Рівненським обласним державним проектно-технологічним центром охорони родючості ґрунтів і якості продукції «Облдержродючість» (нині - Рівненська філія державної установи «Інститут охорони ґрунтів України»), проводилася агрохімічна паспортизація земельних ділянок спрямована на визначення агрохімічних параметрів, що дає можливість встановити стан родючості ґрунтів, ступінь еродованості, а також рівень забруднення важкими металами, радіонуклідами, пестицидами та іншими токсикантами. На території Великоозерської сільської ради було обстежено 520 га сільськогосподарських угідь, з них на 246 га спостерігається перевищення гранично допустимих рівнів (ГДР) вмісту ¹³⁷Cs. Показники забруднення радіонуклідами ґрунтів дослідних ділянок та полів наведено в табл. 1.

Як видно з даних табл. 1, найвища щільність забруднення даної території складає на пасовищах першої ділянки, де виявлено найбільший вміст цезію-137 у ґрунті, який сягає 73 кБк/м², та на пасовищах ділянки 2, де цей показник сягає 97,3 кБк/м², що засвідчує нерівномірність, або іншими словами плямистість, забруднення ґрунтів цезієм-137.

Проаналізувавши співвідношення площі обстеженої території з перевищенням ГДР вмісту ¹³⁷Cs до площі без перевищення ГДР, нами встановлено його суттєве перевищення на території Великоозерської сільської ради.

Разом з тим, на території населених пунктів Великоозерської сільської ради, ми досліджували динаміку вмісту у ґрунтах ¹³⁷Cs за період 2001, 2005, 2011 років, де відзначено зниження вмісту ¹³⁷Cs у ґрунтах майже в 1,5 раза, що є надзвичайно позитивним явищем, рис. 1.

Таблиця 1.

Щільність забруднення ґрунтів Великоозерської сільської ради ^{137}Cs , $\text{кБк}/\text{м}^2$
(за даними Рівненської філії державної установи «Інститут охорони ґрунтів України», 2011 р.)

№ поля	№ масиву	Площа, га	Вміст ^{137}Cs у ґрунтах, $\text{кБк}/\text{м}^2$
Пасовища, ділянка 1			
1	1	22,8	48,84
1	2	9,8	48,84
1	3	16,1	73,26
1	4	29,0	73,26
2	1	23,0	27,01
5	1	60,2	17,02
5	2	9,3	17,02
5	3	8,3	17,02
6	1	28,3	53,65
6	2	16,1	53,65
6	3	5,5	53,65
6	4	16,4	53,65
7	1	24,0	24,05
7	2	18,0	24,05
7	3	24,4	24,05
7	4	5,3	24,05
Пасовища, ділянка 2			
2	1	10,7	37,74
2	2	12,7	37,74
5	1	24,0	97,31
5	2	15,7	97,31
6	1	19,4	39,59
6	2	19,5	39,59
9	1	19,0	30,71
9	2	8,4	23,31
9	3	8,5	23,31
Пасовища, ділянка 3			
1	1	11,2	17,76
1	2	18,0	17,76
1	3	17,8	17,76
7	3	19,2	17,39
По господарству		520,0	39,49

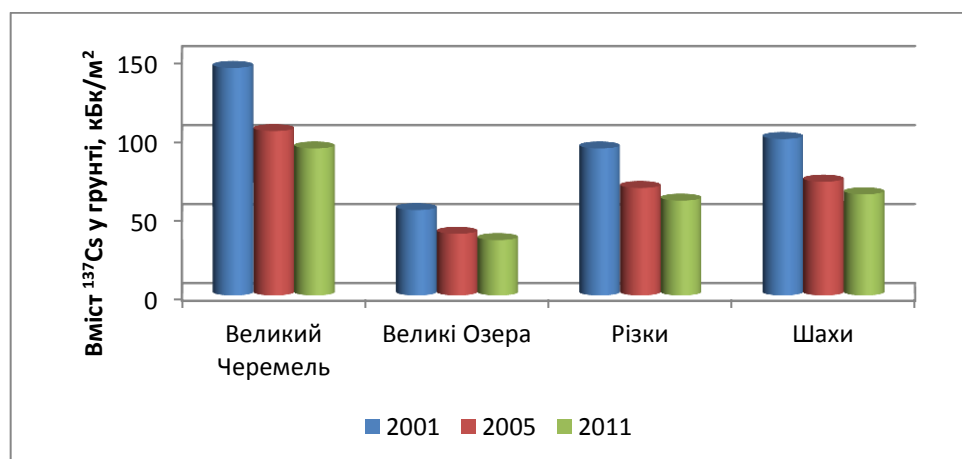


Рис. 1. Динаміка вмісту ^{137}Cs у ґрунтах населених пунктів Великоозерської сільської ради, $\text{кБк}/\text{м}^2$.

Наведені дані свідчать, що, найбільшим забрудненням ґрунтового покриву характеризується с. Великий Черемель, де спостерігається перевищення вмісту ^{137}Cs у ґрунтах в 3 рази.

У результаті порівняння щільності забруднення ґрунтів в період з 2001 по 2011 рр. було виявлено, що вміст ^{137}Cs в ґрунтах зменшився несуттєво, в середньому у 1,1 рази, що є свідченням незначного очищення середовища від радіаційного забруднення, як результат розпаду радіонуклідів та винесення за межі біогеоценозу [1].

Таким чином, перевищення ГДР вмісту ^{137}Cs у ґрунтах спостерігається на 47 % обстеженої площі сільськогосподарських угідь. Найбільшим забрудненням ґрунтового покриву характеризується с. Великий Черемель, де спостерігається перевищення допустимого вмісту ^{137}Cs у 3 рази. При аналізі динаміки щільності забруднення ^{137}Cs було виявлено незначне очищення середовища від радіаційного забруднення, що можна пояснити розпадом радіонуклідів та винесення їх за межі біогеоценозу.

Радіоактивне забруднення сільськогосподарської продукції. Радіаційний стан на забруднених територіях визначається, перш за все, інтенсивністю включення радіонуклідів у харчовий ланцюг ґрунт – рослини – тварини – продукція тваринництва, яка значно відрізняється залежно від ґрунтово-екологічних умов. Високі рівні забруднення сільськогосподарських угідь призвели до отримання забрудненої продукції.

На сьогоднішній день основним джерелом надходження радіонуклідів у організм людини є продукти харчування, котрі виробляються у приватних господарствах (молоко, м'ясо, картопля тощо), другорядне місце посідає лісова продукція (лісові ягоди, гриби, лікарські рослини). В результаті чого, питання про забезпечення населення радіоактивно забруднених територій чистими продуктами харчування піднімалась не одноразово з часу аварії на ЧАЕС [2].

Понад 50 % надходження ^{137}Cs до організму людини пов'язано саме з вживанням молока, що зумовлено, насамперед, високими коефіцієнтами переходу даного радіонукліду в організм тварини під час їхнього випасання на природних луках, а також наявністю в раціоні тварин кормів (передусім сіна) з високою питомою активністю ^{137}Cs .

Динаміка питомої активності молока на території населених пунктів Великоозерської сільської ради наведена в табл. 2, рис. 2. На території с. Різки моніторинг молока не проводився у зв'язку з відсутністю великої рогатої худоби.

Таблиця 2

Динаміка вмісту ^{137}Cs у молоці на території населених пунктів Великоозерської сільської ради, Бк/л

Населені пункти	Питома активність молока, Бк/л						
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2011
Великий Черемель	701	526	495	413	391	304	149
Великі Озера	226	172	152	136	114	69	38
Шахи	270	231	199	177	91	94	58

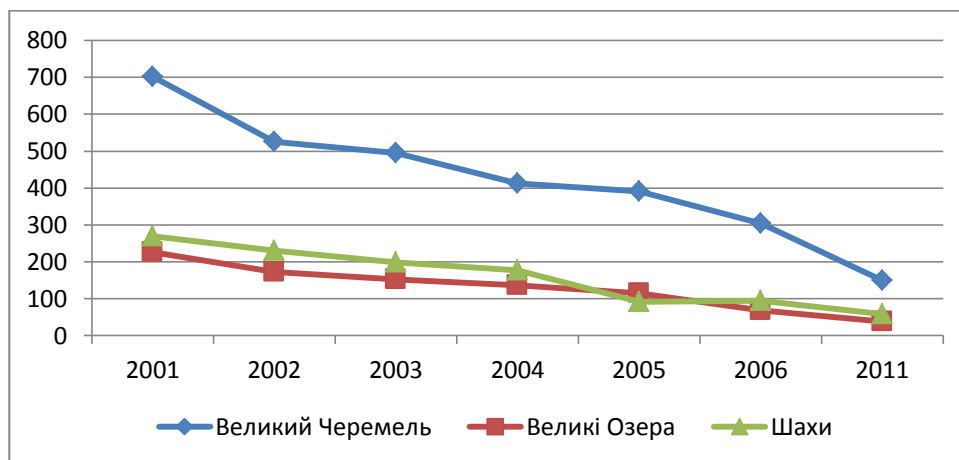


Рис. 2. Динаміка вмісту ^{137}Cs у молоці на території населених пунктів Великоозерської сільської ради в період з 2001 до 2011 рр., Бк/л.

Наведені дані свідчать про перевищення державних гігієнічних нормативів щодо вмісту ^{137}Cs у продуктах харчування за якими допустимі рівні питомої активності молока не повинні перевищувати 100 Бк/л. Найбільш забрудненим населеним пунктом є с. Великий Черемель, що в свою чергу пояснюється найвищими рівнями забруднення ґрунтового покриву. Спостерігається прямолінійна залежність між рівнями забруднення ґрунтів і питомою активністю молока. За спадання щільності забруднення ґрунтів ^{137}Cs населені пункти можна розташувати у наступний ряд: Великий Черемель > Шахи > Великі Озера, аналогічний ряд можна побудувати за зменшенням питомої активності молока. Спостерігається тенденція до зменшення з роками питомої активності молока [1].

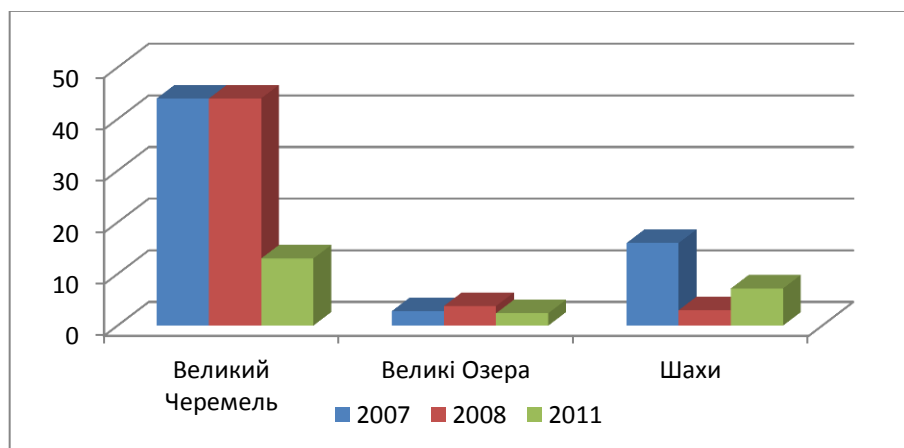


Рис. 3. Вміст ^{137}Cs у картоплі, Бк/кг.

Згідно з Державними гігієнічними нормативами щодо вмісту ^{137}Cs у продуктах харчування допустимі рівні питомої активності картоплі не повинні перевищувати 60 Бк/кг. Відповідно до наведених даних рис. 3 на території населених пунктів не спостерігається перевищення вмісту ^{137}Cs у картоплі, що можна пояснити меншою здатністю акумулювати радіонукліди просапними культурами в порівнянні з лучною рослинністю.

Таким чином, в результаті аналізу сільськогосподарської продукції населені пункти Великоозерської сільської ради за зменшенням вмісту ^{137}Cs у молоці та картоплі можна розташувати у наступний ряд: с. Великий Черемель > с. Шахи > с. Великі Озера. Також було виявлено перевищення гранично допустимих рівнів питомої активності молока, що свідчить про необхідність розробки заходів для зменшення надходження ^{137}Cs з ґрунту у рослини та, в свою чергу, його міграції у трофічному ланцюзі ґрунт – рослини – тварини – продукція тваринництва. При аналізі динаміки питомої активності молока спостерігається тенденція до її зменшення.

Висновки та перспективи використання результатів дослідження. Перевищення ГДР вмісту ^{137}Cs у ґрунтах спостерігається на 47 % обстеженої площі сільськогосподарських угідь. Найбільшим забрудненням ґрунтового покриву характеризується с. Великий Черемель, де спостерігається перевищення вмісту ^{137}Cs у 3 рази. При аналізі динаміки щільності забруднення ^{137}Cs було виявлено незначне очищення середовища від радіаційного забруднення, що можна пояснити розпадом радіонуклідів та винесення їх за межі біогеоценозу.

Було виявлено перевищення гранично допустимих рівнів питомої активності молока, що свідчить про необхідність розробки заходів для зменшення надходження ^{137}Cs з ґрунту у рослини та його міграції у трофічному ланцюзі.

Для поліпшення радіаційного стану рослинницької сільськогосподарської продукції необхідно проводити організаційні, агротехнічні та технологічні заходи. На забруднених пасовищах і луках, що використовують для випасання, проводять заходи поверхневого та докорінного поліпшення кормових угідь.

Список літератури

1. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2011 р. Збірка 14./ За ред. І. А. Ліхтарев – К. : 2012.– С. 101.
2. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. – К.: Атіка, 2006.– 224 с.

НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ЛІКАРСЬКИМИ РОСЛИНАМИ НА ТЕРИТОРІЇ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Ойцюсь Лариса Віталіївна

Рівненський державний гуманітарний університет

Постановка задачі. Сучасний екологічний стан лісів зумовлюється як рівнем та інтенсивністю антропогенного впливу, так і зростаючим техногенним навантаженням, що порушує природну стійкість і середовищно-формуючі функції лісових екосистем. Лише за останнє десятиріччя в Україні загинуло від промислових викидів 2,5 тис. гектарів лісових насаджень, радіаційного забруднення через аварію на Чорнобильській АЕС зазнали 3,5 млн. гектарів лісів, що потребує обмеження лісокористування, удосконалення системи протипожежної безпеки лісів. Порушення природної стійкості лісів призводить до збільшення вразливості насаджень. На кінець 1996 року загальна площа осередків шкідників і хвороб лісу становила 396,1 тис. гектарів [1].

Характер радіоактивного забруднення лісів України, яке відбулося внаслідок аварії на ЧАЕС, досить своєрідний і залежить від періоду аварійних викидів, погодних умов, рельєфу місцевості, рослинного покриву [2]. Порівнюючи ліси Житомирщини та Рівненщини можна сказати, що у держлісгоспах Житомирської області, найблищих до джерела аварійних викидів, площа лісів зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту понад 1 Кі/км^2 складає 439, 8 тис.га, або 58,6% від їх загальної площі, а у Рівненській області площа вражених радіоактивними викидами лісів складає 377,9 тис.га, або 56,0%. Таким чином, спостерігається зменшення площ забруднення радіонуклідами лісів і їх частками у загальній площі лісів з віддаленням від ЧАЕС.

Елементи новизни. Рівень накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr в лікарських рослинах в значній мірі залежить від форми радіонуклідів, агрохімічних властивостей ґрунтів, кліматичних умов, біологічних особливостей видів та інших факторів. Зважаючи на різноманітність комбінацій наведених факторів на території виникає необхідність детального вивчення особливостей накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr в рослинності лікарської сировини на радіаційно забруднених територіях Рівненської області, що і стало головним завданням даної роботи. З вивчення міграції, були проведені широкі дослідження основних дозоутворюючих радіонуклідів у екосистемах. При цьому встановлювалися рівні радіоактивного забруднення різних видів лікарських рослин. В той період у багатьох регіонах України були вивчені рівні радіоактивності різних видів рослин і територій, на яких вони зростали [3]. Тому досить актуальним є встановлення факторів, що впливають на інтенсивність накопичення радіонуклідів основними вищими судинними рослинами Рівненщини.

Методологія дослідження. Засвоєння радіонуклідів рослинами з ґрунту залежить від комплексу чинників, серед яких можна виділити чотири основних: фізико-хімічних та механічні властивості ґрунту, біологічні особливості рослин, фізико-хімічні особливості радіонуклідів і особливості агротехніки обробки культур.

Роль основних фізико-хімічних і агрохімічних показників ґрунту, що визначають рухливість радіонуклідів у системі ґрунт – рослина, в даний час вивчена достатньо повно, хоча в кількісному відношенні вплив окремих властивостей ґрунту неоднаковий для різноманітних радіонуклідів. У цілому спрямованість дії ґрунтових властивостей на біологічну рухливість радіонуклідів можна описати таким чином: доступність рослинам радіонуклідів підвищується зі зменшенням вмісту в ґрунті фізичної глини, мулу, органічної речовини, обмінних катіонів, місткості поглинання. Неоднозначно впливають на доступність засвоєння рослинами радіонуклідів такі особливості ґрунту, як рН, вміст карбонатів і вогкість [4]. Із збільшенням дисперсності ґрунтових частинок доступність радіонуклідів рослин знижується. Найбільший вплив на рухливість радіонуклідів у ґрунтах надають частинки фізичної глини і мулу, що володіють більшою поглинальною здатністю, в порівнянні з більш крупними фракціями.

Фізико-хімічні особливості радіонуклідів – найважливіший чинник, що визначає їх біологічну рухливість у системі «ґрунт – рослина». Накопичення радіонуклідів і характер їх розподілу по органах рослин визначаються, в першу чергу, потребою в них рослинних організмів. В рослинах у великих кількостях концентруються радіонукліди, які представляють елементи, що необхідні для нормальної життєдіяльності рослин (радіонукліди I, Zn, Mn). Високий ступінь акумуляції характерний також для радіонуклідів, макрокілості ізотопних носіїв які відносяться до біологічно важливих елементів (^{90}Sr -Ca, ^{137}Cs -K). Ці радіонукліди, окрім високих коефіцієнтів накопичення, відрізняються переважним концентруванням в надземних органах рослин, в порівнянні з коренями.

Залежно від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів, їх накопичення рослинами варіює в дуже широких масштабах. Найвищою біологічною рухливістю відрізняються ^{90}Sr і ^{137}Cs . Коефіцієнти накопичення рослинами ^{89}Sr і ^{90}Sr можуть досягати 20, а ^{134}Cs і ^{137}Cs – 2. При цьому значна частина (60%-80%) радіонуклідів нагромаджується в надземній частині рослин. Для розподілу ^{137}Cs і особливо ^{90}Sr , по надземних органах рослини характерною є висока концентрація їх у вегетативних частинах, в порівнянні з репродуктивними. Найбільш високими КН ^{90}Sr характеризуються одно- і багаторічні трави, що забезпечує його інтенсивне включення через кормові міграційні ланцюжки в тваринницьку продукцію (в першу чергу, в молоко). На процеси міграції радіонуклідів впливають різні *форми їх перебування* у ґрунті: водорозчинна, обмінна та фіксована. Водорозчинні сполуки, як правило, є доступними і придатними до міграції в ґрунтовому покриві. Обмінна форма розглядається, як резерв водорозчинної. Результати досліджень форм перебування радіонуклідів, в основному ^{90}Sr і ^{137}Cs , у пошарових пробах кількох вертикальних розрізів дерново-підзолистого, супіщаного і торф'яного ґрунту показали, що для ^{90}Sr в цілому характерна більш інтенсивна, порівняно з ^{137}Cs , міграція в ґрунтах [4].

Основний матеріал. Заготівля у лісах лікарської сировини, нормативно чистої у радіаційному відношенні, можлива лише за умов врахування комплексу факторів, які визначають величину її радіоактивного забруднення. До таких факторів належать: рівні радіоактивного забруднення території, тип лісорослинних умов, видова специфіка акумуляції ^{137}Cs з ґрунту лікарською сировиною в певних екологічних умовах, тип лікарської сировини (трава, листя, бруньки, плоди, пагони, кора, кореневища тощо). Зміна навіть одного з перелічених факторів здатна істотно вплинути на радіоактивність заготовленої лікарської сировини, тому кожен з цих факторів був досліджений нами окремо.

У багатьох видів лікарських рослин об'єктами заготівлі є не один, а кілька видів лікарської сировини. Наприклад, у чорниці заготовляються як сухі ягоди, так і пагони; у перстачу білого - трава та кореневища з корінням; у конвалії звичайної - трава та суцвіття. Крім того, навіть одна й та сама фракція лікарської сировини може бути внутрішньо різномірною. Наприклад, фракція листя може складатися з молодих та старих листочків; фракція пагонів - з пагонів поточного року та пагонів старших вікових груп тощо. Проілюструємо важливість врахування при заготівлі лікарської сировини особливостей акумуляції ^{137}Cs її різними фракціями та частинами. Аналіз показав, що на всіх постійних пробних площах у вологих суборах питома активність ^{137}Cs у верхній частині однорічних пагонів брусниці була значно вищою у порівнянні з пагонами старших вікових категорій. Згадане перевищення вмісту, ^{137}Cs у однорічних пагонах брусниці над пагонами старшого віку коливалося від 3 разів на ПП-16 до 3,9 раза на ПП-17. Відповідно, середні значення КП ^{137}Cs у цих частин брусниці на пробних площах становили: на ПП-16-95,7 та 31,7; а на ПП-17-88,7 та 22,7 відповідно. Отримані результати свідчать про те, що в однорічних пагонах брусниці у більшості випадків ^{137}Cs акумулюється дещо сильніше (КП>100), а у пагонах старших вікових груп – помірніше (50>КП>10). Результати однофакторного дисперсійного аналізу чітко свідчать про те, що інтенсивність акумуляції ^{137}Cs у згаданих частинах брусниці відрізнялася на всіх пробних площах суттєво на 95%-му довірчому рівні ($F_{\text{факт}} = 21,97-317,61 > F_{0,95} (1;6) = 18,51$). Узагальнюючи отримані матеріали з цього приводу, слід навести середні значення КП по всьому масиву даних у однорічні пагони брусниці - 127,4, а у пагони старших вікових груп - 38,2. Різниця наведених середніх була суттєвою на 95%-му довірчому рівні ($F_{\text{факт}} = 70,63 > F_{0,95} (1;18) = 4,13$). З цього можна зробити важливий висновок про необхідність врахування при заготівлі брусниці співвідношення таких частин, як приріст пагонів поточного року та решта приростів [5].

У іншого представника родини брусничних - чорниці - були проведені дослідження з вивчення інтенсивності акумуляції ^{137}Cs у листі (головна складова частина антидіабетичного препарату «Арфазетин») та сухих ягодах. Отримані дані дозволяють зробити висновок про те, що на більшій частині постійних пробних площ у вологих суборах величини питомої активності ^{137}Cs у листі та сухих ягодах чорниці були близькими. Так, наприклад, на ПП-17 відповідні показники дорівнювали 13066 Бк/кг та 12065 Бк/кг відповідно; на ПП-14-14460 Бк/кг та 12156 Бк/кг відповідно. В той же час, на частині пробних площ (ПП-12; 15; 16) вміст згаданого радіонукліда у сухих ягодах дещо перевищував відповідний показник листя (у 1,1-1,2 раза), а на інших пробних площах спостерігалася протилежна картина. При цьому перевищення вмісту ^{137}Cs у листі над сухими ягодами варіювало від 1,1 раза на ПП-20 до 1,8 раза на ПП-13. Результати однофакторного дисперсійного аналізу переконливо свідчать про те, що на всіх пробних площах, за виключенням ПП-18, різниця середніх значень КП ^{137}Cs у листя та сухі ягоди чорниці не була суттєвою на 95%-му довірчому рівні

($F_{\text{факт}}=0,03-4,52 > F_{0,95}(1;6) = 5,59$). Таким чином, показано, що вміст ^{137}Cs у сухих ягодах можливо прогнозувати за аналогічним показником листя чорниці.

Дослідження, аналогічні таким по брусниці, також були проведені нами з іншим видом чагарничків порядку вересовцвітних (*Ericales*) -багном болотним. У даного виду заготовляють верхівкові частини пагонів 20-30 см завдовжки, до складу яких зазвичай входить приріст поточного року та частина приросту минулих років.

Матеріали свідчать про те, що на всіх пробних площах питома активність ^{137}Cs у пагонах поточного року у багна болотного була значно (у 1,6-2,3 раза) вищою у порівнянні з приростами минулих років. Це пояснюється загальною закономірністю - збільшенням акумуляції мінеральних елементів у активно ростучих тканинах та органах, при цьому разом із K^+ до рослин надходить і його аналог - $^{137}\text{Cs}^+$. Результати однофакторного дисперсійного аналізу свідчать про те, що на всіх пробних площах середні значення КП ^{137}Cs у пагони поточного року у багна болотного та КП приростів минулих років істотно відрізнялися на 95%-му довірчому рівні ($F_{\text{факт.}}=24,60 > F_{0,95}(1;6) = 18,51$). Також слід відзначити, що спостерігалася істотна різниця між КП у частин багна, які аналізуються, і по всьому масиву даних ($F_{\text{факт.}}=31,35 > F_{0,95}(1;27) = 4,01$). Таким чином, при заготівлі пагонів багна болотного слід також враховувати фракційний склад останніх та вікову структуру ценопопуляції. У молодших парціальних кущів, у яких частка приросту поточного року є більшою у порівнянні зі старшими кущами, спостерігається і більше радіоактивне забруднення даної лікарської сировини.

У звіробію звичайного лікарською сировиною є трава - верхні 2/3 висоти рослини, проте найбільш цінною лікарською сировиною є верхівкові частини квітучих особин, які містять більше діючих речовин і заготовлюються разом з рештою рослини або окремо (Турова, 1974). Тому аналіз специфіки акумуляції ^{137}Cs у згаданих двох фракціях трави звіробію звичайного має практичне значення. Матеріали свідчать про те, що на абсолютній більшості пробних площ у всі роки досліджень питома активність ^{137}Cs була більшою у верхівкових частинах трави звіробію у порівнянні з середньою та нижньою її частинами. Відношення згаданого показника на пробних площах у двох фракціях трави звіробію, які аналізуються, становило 2,2 - 2,9 раза. Також були розраховані середні значення КП ^{137}Cs у згадані фракції трави звіробію.

З даних можна зробити висновок про те, що на різних пробних площах середні значення КП у звіробію значно варіюють, проте загальною закономірністю є значно вищі величини цього показника у верхівкових частинах у порівнянні з середніми та нижніми. Зокрема, діапазон значень КП у верхівкових частин трави звіробію на пробних площах коливався від $4,4 \pm 0,82$ на ТПП-21 до $15,7 \pm 3,43$ на ТПП-24, а у середніх та нижніх частин на цих самих пробних площах - $1,7 \pm 0,42$ та $6,1 \pm 1,67$ відповідно. Результати однофакторного дисперсійного аналізу свідчать про те, що на більшій частині пробних площ, за виключенням ТПП-24, різниця середніх значень КП ^{137}Cs у проаналізованих фракцій трави звіробію була суттєвою. На 95%-му довірчому рівні ($F_{\text{факт.}}=7,97-9,23 > F_{0,95}(1;6) = 7,71$). В середньому ж по всьому масиву даних значення КП ^{137}Cs у верхівкові частини звіробію склали 11, а у нижні - 4,4, що слід враховувати при заготівлі лікарської сировини з цієї рослини.

У наперстянки великоквіткової лікарською сировиною є трава, але окремо також заготовлюється листя, яке містить більше серцевих глікозидів (Турова, 1974). Тому нами проаналізоване накопичення ^{137}Cs згаданими двома видами лікарської сировини, отримуваної з наперстянки. Матеріали однозначно демонструють, що на всіх пробних площах питома активність ^{137}Cs була дещо вищою у листі у порівнянні з травою наперстянки великоквіткової. Це перевищення коливалося по пробних площах - від 1,2 раза на ПП-3 до 1,4 раза на ПП-1. Відповідне перевищення спостерігалось і у значень КП ^{137}Cs у листя наперстянки над КП трави в цілому. Проте статистична оцінка значень КП ^{137}Cs у згаданих двох фракціях лікарської сировини наперстянки великоквіткової демонструє, що середні значення КП ^{137}Cs у останні не відрізнялися суттєво на 95%-му довірчому рівні ($F_{\text{факт.}}=0,70-5,56 < F_{0,95}(1;6) = 7,71$). Дані свідчать про те, що на всіх пробних площах питома активність ^{137}Cs у траві перстачу білого була значно нижчою у порівнянні з його кореневищами. Відношення згаданого показника у кореневищах та траві у даного виду на пробних площах коливалося від $2 \pm 0,18$ раза на ПП-4 до $3,1 \pm 0,13$ раза на ППП-4/14. Аналіз середніх значень КП ^{137}Cs у траву та кореневища перстачу білого демонструє досить значну амплітуду останніх по пробних площах. Зокрема, середні значення КП у траву даного виду коливалися від $4,1 \pm 0,15$ на ПП-4/14 до $7,7 \pm 0,22$ на ПП-1, в той час, як у кореневищ відповідні значення варіювали від $12,7 \pm 0,34$ на ПП-4/14 до $18 \pm 1,26$ на ПП-8. Оцінка статистичної достовірності різниці середніх значень КП у траву та кореневища перстачу білого дозволяє зробити висновок про те, що на всіх постійних пробних площах спостерігалася різниця даних показників, суттєва на 95%-му довірчому рівні ($F_{\text{факт.}}=12,62-523,34 >$

$F_{0,95}(1;6) = 7,71$). Аналогічний висновок був також зроблений нами, виходячи з аналізу усього масиву даних по згаданих видах сировини, при цьому середній КП ^{137}Cs у траву перстачу білого у свіжих сугрудках склав $6,6 \pm 0,72$, а у кореневища - $15,8 \pm 1,60$, різниця наведених середніх була суттєвою на 95%-му довірчому рівні ($F_{\text{факт.}} = 187,04 \gg F_{0,95}(1;54) = 4,03$).

З глоду кривостовпчикового отримують два види лікарської сировини - суцвіття та ягоди, фармакологічні властивості яких є різними.

З практичною метою мною проаналізовані середні значення КП ^{137}Cs у суцвіття та ягоди глоду кривостовпчикового. З даних, випливає висновок про те, що як у вологих суборах, так і у свіжих грудках середні значення КП ^{137}Cs були значно вищими у суцвітті глоду у порівнянні з ягодами. У вологих суборах відповідні значення КП склали 7,6 та 3,6; 9,88 та 3,8; у свіжих грудках - 2,3 та 1,2; 2,5 та 1,1. Слід відзначити те, що в усіх випадках наведені середні дані відрізнялися суттєво на 95%-му довірчому рівні ($F_{\text{факт.}} \gg F_{0,95}$). Останнє свідчить про необхідність диференційованого підходу до заготівлі різних видів лікарської сировини, яка отримується з кожного виду лікарських рослин [5].

Висновки. Радіоактивне забруднення територій носить мозаїчний характер, при якому спостерігається зменшення подібних площ і рівнів забруднення з віддаленням від джерела аварійних викидів. У Рівненській області площа вражених радіоактивними викидами лісів складає 377,9 тис.га, або 56,0%. Таким чином, спостерігається зменшення площ забруднення радіонуклідами лісів і їх частками у загальній площі лісів з віддаленням від ЧАЕС. Заготівлю лікарської сировини слід здійснювати з врахуванням середніх значень коефіцієнту переходу ^{137}Cs у лікарські рослини в різних типах лісорослинних умов. Найбільш інтенсивно його міграція протікає в сирих та мокрих борах і суборах (A_4, A_5, B_4, B_5), де більшість видів лікарської сировини не може збиратися у Поліссі України. У свіжих та вологих борах і суборах (A_2, A_3, B_2, B_3) інтенсивність цього процесу сповільнюється, а в свіжих сугрудках (C_2) та грудках (D_2) знижується до мінімальних значень, що дозволяє в цих умовах збирати на значних площах усі види лікарської сировини. Найменше радіонуклідів накопичує суниця, найбільше - журавлина. Чорниця та брусниця займають проміжне місце.

Список літератури:

1. Звіт про стан навколишнього середовища в Рівненській області у 2012р. – Рівне, 2012. - с. 83-88.
2. Гродзинський Д. Чорнобильські радіонукліди в нашій їжі //Зелений світ. – 1997. – жовтень. – №17. – С.20.
3. Бувальцев М.Н., Клименко М.О., Клименко О.М. Особливості міграції радіонуклідів в ґрунтах Полісся //Вісник УДВГП. – 2002. – Вип. 4 (17). Техн. науки. – с. 3-8.
4. Позолотина В.Н. Миграция и биологическое действие на растениях тяжелых естественных радионуклидов //Экология. – 2000. – №1. – с. 17-23.
5. Краснов В.П., Орлов О.О., Гетьманчук А.І. Радіоекологія лікарських рослин. Монографія. – Житомир: Видавництво «Полісся», 2005.-с.141-147.

УДК 616.12-008.331.1-071-08:616-001.28

ПОЛІМОРФІЗМ SNP83 ГЕНА ФОСФОДІЕСТЕРАЗИ 4D І ГЕНЕТИЧНА СХИЛЬНІСТЬ ДО РОЗВИТКУ ІНФАРКТУ МІОКАРДА У ПОСТРАЖДАЛИХ ВНАСЛІДОК АВАРІЙ НА ЧАЕС

Плескач Гліб Вадимович, Чумак Анатолій Андрійович

ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини НАМН України», м. Київ

В XX-XXI сторіччях основною проблемою медицини стала ішемічна хвороба серця (ІХС). За останніми даними ВООЗ, тільки в 2011-2012 рр. від серцево-судинних захворювань померло 440 тисяч українців [1]. Ці ж тенденції характерні для учасників ліквідації наслідків аварії (ЛНА) на Чорнобильській АЕС: серцево-судинні захворювання – провідна причина інвалідизації і смертності осіб, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи [2, 3].

Мета дослідження - визначити роль поліморфізму SNP83 гена фосфодіестерази 4D як генетичного фактора ризику розвитку інфаркту міокарда в осіб, що зазнали впливу іонізуючого випромінювання, для врахування в програмах попередження та лікування захворювання.

Матеріал і методи. Проведено визначення генотипів *PDE4D* за поліморфізмом SNP83 у 446 осіб. Основну групу дослідження склали 259 постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС: 234 чоловіки (90,3%) та 25 жінок (9,7%) у віці від 37 до 86 років (середній вік $63,04 \pm 0,53$ роки). Серед них 8 евакуйованих з м. Прип'ять, 17 мешканців контрольованих територій, забруднених радіонуклідами, 209 учасників ЛНА (176 – учасники ЛНА 1986 р. та 33 – інших років), 25 осіб, які перенесли гостру променеву хворобу (ГПХ). Дози опромінення були відомі у 135 учасників ЛНА та 5 евакуйованих (табл. 2.2).

За величиною отриманої дози опромінення учасники ЛНА були розподілені на 6 підгруп: I (<1 сЗв, n=16); II (1-9,99 сЗв, n=42); III (10-24,99 сЗв, n=33); IV (25-49,99 сЗв, n=27); V (>50 сЗв, n=17) та VI (доза не документована, n=74). Таким чином, доза опромінення була відома у 64,6% обстежених учасників ЛНА.

Групу порівняння склали 187 мешканців м. Києва, які проходили обстеження на базі поліклініки „Русанівка” Дніпровського територіального медичного об'єднання: 82 чоловіки (42,9%) та 105 жінок (56,1%) у віці від 33 до 99 років (середній вік $76,2 \pm 0,82$ роки).

Для проведення молекулярно-генетичних досліджень зразки периферичної крові збирали в пробірки з антикоагулянтом (ЕДТА), ДНК виділяли за допомогою наборів QIAamp Blood Mini Kit (Qiagen, Велика Британія) згідно інструкцій виробника.

Для дослідження поліморфізму rs966221 (SNP83) гена *PDE4D* (T>C) проводили полімеразну ланцюгову реакцію (ПЛР) з використанням праймерів згідно Saleheen et al [4]:

прямий: 5'-TTGTTTCTAGTGTAGCCTTG-3';

зворотний: 5'-ATTTGGCCTTGCAATATAC-3'

Ампліфікацію проводили на термоциклері 2720 Thermal cycler (Applied Biosystems, США) в наступному режимі: ініціація: - 95°C, 10 хв., потім 30 циклів ампліфікації (95°C – 1 хв, 56°C – 1 хв, 72°C – 1 хв), фінальна елонгація 72°C – 10 хв. Склад суміші для ампліфікації (загальний об'єм 30 мкл): зразок ДНК – 100-400 нг, MgCl₂ – 1,67 ммоль/л, дезоксинуклеозид трифосфати – 2 ммоль/л, полімераза Taq (Applied Biosystems, США) – 1 ОД, праймери - 10 пмоль/л.

Ефективність проведення ПЛР контролювали шляхом електрофорезу в 5% агарозному гелі з візуалізацією пропідію йодидом. Проводили рестрикцію продуктів реакції за допомогою рестриктази TaiI (Fermentas, Латвія; сайт рестрикції ACGT) при температурі 65° протягом 30 хв. Поліморфні варіанти гена визначали шляхом повторного електрофорезу: за наявності алелі Т рестрикція продукту реакції не відбувалась (продукт 492 п.н.), за наявності поліморфної алелі С – виявляли 2 фрагменти (204 п.н. та 288 п.н.) (рис. 2.1). Відповідно, визначали 3 генотипи: СС – гомозиготне носійство алелей СС; ТТ – гомозиготне носійство алелей ТТ; СТ генотип – гетерозиготи (носіїство алелі С та алелі Т). Статистичну обробку проводили у програмі SPSS 13.0 software package (SPSS, США).

Результати дослідження. В групі неопромінених осіб дослідження поліморфізму гена *PDE4D* показало, що його вплив на розвиток інфаркту міокарда (ІМ) має двоспрямований характер. Жоден з 20 випадків ІМ, зафіксованих в групі порівняння у віці до 60 років, не розвинувся у носіїв генотипу ТТ, тоді як серед 84 випадків ІМ у віці старше за 60 років 20 випадків (23,8%) виявлені у носіїв генотипу ТТ (p=0,015). У жінок вдалось показати, що відсутність носійства генотипу ТТ має протективний характер щодо розвитку ІМ: OR = 0,083 (95% довірчий інтервал, 0,013-0,544, p=0,015).

Навпаки, серед чоловіків, носіїв генотипу ТТ, які не зазнали впливу ІВ, виявлено підвищення ризику розвитку ІМ у віці понад 60 років OR = 9,2 (95% довірчий інтервал 1,11–15,966; p=0,016). У жінок при проведенні мультिवаріантного аналізу також виявлена тенденція до сумісного впливу віку і генотипу ТТ (p=0,052) на збільшення ризику розвитку ІМ.

У пацієнтів групи порівняння з перенесеним ІМ, незалежно від статі, у носіїв генотипу ТТ середній вік розвитку ІМ був вищим ($71,55 \pm 1,35$ років), ніж у носіїв інших генотипів ($65,88 \pm 1,17$ років, p=0,025), а кількість виявлених факторів ризику розвитку ІХС більшою ($3,1 \pm 0,29$ проти $2,36 \pm 0,12$, p=0,033). За умов наявності дисліпідемії у 15 із 16 носіїв генотипу ТТ виявлений ІМ (p=0,024), при її відсутності – тільки у половини носіїв генотипу ТТ (p=0,648). Аналогічно, серед носіїв генотипу ТТ за умов наявності артеріальної гіпертензії ІМ виявлений у 16 з 19 пацієнтів (p=0,064), а при поєднанні двох факторів ризику - артеріальної гіпертензії та ознак порушень ліпідного обміну, всі 12 носіїв генотипу ТТ перенесли ІМ, тоді як за відсутності цих станів, або наявності одного з них, тільки 14 з 27 носіїв генотипу ТТ перенесли ІМ (p=0,0001).

Ці дані свідчать, що негативний вплив генотипу ТТ реалізується на тлі наявності ознак атеросклерозу: більш похилий вік, наявність дисліпідемії, артеріальної гіпертензії, тоді як при меншій виразності ознак атеросклеротичних змін генотип ТТ має, скоріше протективний характер.

Поліморфізм SNP83 гена *PDE4D* локалізований у першому інтроні промотора гена і належить до групи поліморфізмів (SNP41-SNP89), за наявності яких зменшується експресія довгої ізоформи фермента фосфодіестерази - *PDE4D7* [5]. Ці дані отримані при аналізі концентрації ізоформ ферментів у культурах лімфоцитів периферичної крові хворих з перенесеним ішемічним інсультом, трансформованих вірусом Епштейна-Барр. Вони дають підставу вважати, що у носіїв генотипу CC (гомозиготи за поліморфною алеллю SNP83) активність *PDE4D7* знижена і, навпаки, у носіїв генотипу TT (гомозиготи за домінантною алеллю SNP83), активність фермента підвищена. Ізоформа *PDE4D7* має у своєму складі домени UCR1 і UCR2, за допомогою яких вона взаємодіє з різними білками та контролює концентрацію вторинного месенджера cAMP в окремих ділянках клітини [6]. Саме цим обумовлений вплив активності фосфодіестерази на перебіг багатьох внутрішньоклітинних процесів, який може мати протилежний характер, в залежності від складу білків-адапторів, котрі взаємодіють з ферментом та модулюють його активність.

Важливі дані отримані при обстеженні пацієнтів основної групи, які зазнали дії ІВ. У опромінених жінок ми не виявили особливостей розвитку ІМ порівняно з групою неопромінених осіб. Результати визначення генотипів *PDE4D* у жінок основної групи співпадали з результатами, отриманими в групі порівняння. Це дозволило нам об'єднати отримані дані і встановити протективний вплив відсутності генотипу TT на ризик розвитку ІМ у жінок молодше за 60 років, незалежно від впливу ІВ. У віковій категорії понад 60 років, навпаки, виявлена тенденція до асоціації генотипу TT з розвитком ІМ, особливо при більшій сукупній кількості факторів розвитку ІХС. За умов дії ІВ розвиток ІМ у жінок спостерігався на тлі більшої кількості факторів ризику, ніж в групі порівняння.

У чоловіків основної групи виявлено незалежний вплив носійства генотипу TT гена *PDE4D* на ризик розвитку ІМ. На відміну від групи порівняння, негативний вплив генотипу TT проявлявся не тільки серед осіб старше 60 років, але і серед осіб більш молодого віку при однаковій сукупній кількості факторів ризику розвитку ІХС, але за більш значної дози зовнішнього опромінення.

З практичної точки зору дослідження поліморфізму гена *PDE4D* може бути використано як маркер прогнозу вірогідності розвитку ішемічної хвороби серця і інфаркту міокарда, зокрема, як у неопромінених осіб, так і на тлі впливу іонізуючого випромінювання в групі учасників ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС, з урахуванням віку обстежених та наявності інших факторів ризику розвитку ІХС і дози опромінення.

Так, групу ризику щодо розвитку ІМ до 60 років (OR = 5,73; 95% довірчий інтервал, 1,79-13,33, $p=0,002$) складають чоловіки, опромінені у молодому віці (за нашими даними – у віці $36,67 \pm 1,61$ роки), при середній дозі опромінення $34,10 \pm 10,44$ сЗв і за умов носійства генотипу TT.

Запропоновані критерії в подальшому можуть бути використані для більш ретельного відбору контингентів, які можуть бути задіяні при виконанні робіт, пов'язаних з впливом іонізуючого випромінювання.

Висновки.

1. Загальними особливостями розвитку ІМ у носіїв генотипу TT, які не зазнали впливу іонізуючого випромінювання, незалежно від їх статі, були: розвиток ІМ у більш пізньому віці (середній вік $71,55 \pm 1,35$ років), ніж у носіїв інших генотипів ($65,88 \pm 1,17$ років, $p=0,025$), при відносно більшій сукупній кількості факторів розвитку ІХС ($3,1 \pm 0,29$ проти $2,36 \pm 0,12$, відповідно, $p=0,033$).
2. Серед чоловіків, які зазнали впливу іонізуючого випромінювання, виявлено незалежний вплив носійства генотипу TT гена *PDE4D* на ризик розвитку ІМ: OR = 2,44 (95% довірчий інтервал 1,22-4,894; $p=0,010$). На відміну від групи порівняння, негативний вплив генотипу TT проявлявся не тільки серед осіб старше 60 років, але і серед осіб більш молодого віку ($p=0,002$). Тому вік розвитку ІМ у опромінених чоловіків, носіїв генотипу TT, був значно молодшим порівняно з носіями інших генотипів: медіана 69 років проти 79 років, $p=0,03$.
3. Головними особливостями розвитку ІМ у віці до 60 років серед чоловіків основної групи були: вища доза зовнішнього опромінення порівняно з учасниками ЛНА з перенесеним ІМ у віці старше 60 років ($34,10 \pm 10,44$ сЗв та $10,42 \pm 3,12$ сЗв, відповідно, $p=0,039$) та підвищення ризику розвитку ІМ при генотипі TT (OR=5,73 (95% довірчий інтервал, 1,79-13,33, $p=0,002$)).
4. Доза опромінення серед учасниць ЛНА з наявністю ІХС та без її ознак не розрізнялась ($29,06 \pm 7,04$ сЗв та $24,54 \pm 6,33$ сЗв, відповідно, $p=0,696$). Однак, розвиток ІХС у жінок, учасниць ЛНА, відбувався на тлі більшої кількості факторів ризику, ніж у неопромінених жінок

(3,45±0,34 та 2,58±0,14, відповідно; p=0,02).

5. Серед жінок, незалежно від радіаційного анамнезу, виявлено протективний вплив відсутності генотипу ТТ гена *PDE4D* на ризик розвитку ІМ у віці до 60 років: OR = 0,263 (95% довірчий інтервал, 0,124-0,548, p=0,002).

Література

1. **Мировая статистика здравоохранения 2012 г.** - Женева : ВОЗ, 2012. – 215с.
2. Зозуля, І.С. Епідеміологія цереброваскулярних захворювань в Україні [Текст] / І.С. Зозуля, А.І. Зозуля // Укр.мед.часопис. – 2011. – т.85, №5, – С.
3. Хомазюк, І.М. Особливості хвороб системи кровообігу в учасників ліквідації наслідків Чорнобильської аварії 25 років по тому [Текст] / І.М. Хомазюк, Ж.М. Габулавичене, О.М. Настіна [та ін.] // Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 1986–2011: монографія / за ред. А. М. Сердюка, В. Г. Бебешка, Д. А. Базики. – Тернопіль: ТДМУ; Укрмедкнига, 2011. – С. 411-459.
4. Saleheen, D. Association of phosphodiesterase 4D gene with ischemic stroke in a Pakistan population [Text] / D. Saleheen, S. Bukhari, S.R. Haider [et al.] // Stroke. – 2005. – Vol. 36. – P. 2270-2277.
5. Gretarsdottir, S. The gene encoding phosphodiesterase 4D confers risk of ischemic stroke [Text] / S. Gretarsdottir, G. Thorleifsson, S.T. Reynisdottir [et al.] // Nat. Genet. – 2003. – Vol. 35, N2. – P. 131-138.
6. Rababa'h, A. Protein kinase A and phosphodiesterase-4D3 binding to coding polymorphisms of cardiac muscle anchoring protein (mAKAP) [Text] / A. Rababa'h, J.W. Craft, C.S. Wijaya [et al.] // J. Mol. Biol. – 2013. – Vol.425, N18. – P.3277-3288.

УДК 504.5:628.4.047

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ПРОВЕДЕНИХ ЗАХОДІВ СПРЯМОВАНИХ НА ЗМЕНШЕННЯ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ТРОФІЧНОМУ ЛАНЦЮЗІ

Портухай О.І., Лико С.М.

Рівненський державний гуманітарний університет

На радіаційно забруднених територіях доза опромінення визначається, насамперед, інтенсивністю надходження радіонуклідів у трофічний ланцюг ґрунт – рослини – продукція тваринництва – людина, що значно залежить від типу ґрунту та екологічних умов. На віддалений після аварії період постає завдання забезпечення рентабельного виробництва сільськогосподарської продукції з мінімально можливою в конкретних екологічних умовах концентрацією радіонуклідів. Для чого необхідним є ведення сільського господарства згідно рекомендацій та проведення заходів спрямованих на зменшення міграції радіонуклідів [1].

Значного радіоактивного забруднення зазнала територія Рівненської області, у деяких населених пунктах якої згідно Державної програми мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи були проведені заходи спрямованих на зменшення потоків радіонуклідів у раціон населення з місцевими продуктами харчування.

Радіаційний стан сільськогосподарських угідь Рівненської області, а також можливість створення спеціальних сировинних зон для отримання екологічно чистої продукції, аналізували у своїх працях М.О. Клименко, Д.В.Лико, В.І. Долженчук, С. І. Веремєєнко [2,5,6]. Про те у них залишаються недостатньо висвітленими питання проведення заходів спрямованих на зменшення міграції радіонуклідів та їхньої ефективності.

Мета нашого дослідження полягає в оцінюванні ефективності проведення заходів спрямованих на зменшення міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі.

Об'єктом дослідження виступають процеси міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі. Предмет – питома активність ^{137}Cs у ґрунтах, лучній рослинності та молоці.

Методологія досліджень. Дослідні ділянки були закладені у с. Борове Рокитнівського району Рівненської області на пасовищі, що використовується для випасання великої рогатої худоби місцевим населенням. Рівень забруднення ґрунтів ^{137}Cs визначався згідно методики комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження). Визначення вмісту ^{137}Cs проводилося у лабораторії екологічної безпеки земель, довкілля та якості продукції Рівненської філії державної установи «Інститут охорони ґрунтів України» спектрометрично на гамма-спектрометрі СЕГ-1 зі сцинтиляційним детектором в літрових судинах Марінеллі з часом експозиції 1 година.

Результати дослідження. Досліджуване пасовище у с. Борове знаходиться на дерновому глейовому ґрунті, що характеризується середнім ступенем забезпечення рухомими формами фосфору, низьким вмістом обмінного калію та слабо кислою реакцією середовища. За даними Інституту сільського господарства Західного Полісся НААН України на території сільської ради у 2006 р. було проведено перезалуження сільськогосподарських угідь для приватного сектора. Згідно технологічної карти по перезалуженню на сільськогосподарських угіддях було передбачено дискування, оранку, внесення повного мінерального удобрення та посів трав, таких як гречиця збірна, тимофіївка лучна, райграс пасовищний. На угіддях зі щільністю забруднення ^{137}Cs 1,10 Кі/км², вміст фосфору у яких становить 14,4 та калію – 10,5 мг/100 г ґрунту, кислотність 5,4 добрива вносились у такій кількості $\text{N}_{16}\text{P}_{16}\text{K}_{16}$ кг/га; на угіддях зі щільністю забруднення 2,18 Кі/км², вмістом фосфору – 4,6 та калію – 4,1 мг/100 г ґрунту, кислотністю – 4,9 вносили $\text{N}_{29}\text{P}_{29}\text{K}_{29}$ кг/га.

Для аналізу розподілу ^{137}Cs у кореневмісному шарі зразки ґрунту відбиралися з глибини 0-5 см (дернина), 5-15 см та 15-25 см. Отримані результати наведені у табл. 1.1.

Таблиця 1.1.

Зміна вмісту ^{137}Cs з глибиною на дернових глейових ґрунтах, кБк/м²

№ точки відбору ґрунту	Щільність забруднення ґрунту, кБк/м ²			
	Дернина 0-5 см	5-15 см	15-25 см	Кореневмісний шар
1	2	3	4	5
1	60,8	66,5	57,1	61,5
2	54,3	70,6	55,6	60,2
3	53,0	55,8	50,4	53,1
4	49,9	53,8	49,9	51,2
5	62,9	54,0	53,0	56,6
1	2	3	4	5
6	55,1	59,2	53,0	55,8
7	56,1	60,5	53,2	56,6
8	50,1	54,0	51,2	51,8
9	59,5	64,2	54,5	59,4
10	62,3	67,3	55,6	61,7
Середнє	56,4	60,6	53,4	56,8

Наведені дані свідчать про високий рівень забруднення, що перевищує допустимі рівні вмісту ^{137}Cs у ґрунтах. Аналіз розподілу радіонуклідів у кореневмісному шарі ґрунту показав, що на дернових глейових ґрунтах щільність забруднення дернини ^{137}Cs є меншою за щільність забруднення нижчого шару ґрунту. У дернині зосереджено 33 % радіонуклідів, на глибині 5-15 см – 36 %, 15-25 см – 31 % ^{137}Cs . Такий розподіл радіонуклідів можна пов'язаний з двома факторами: проведенням поліпшення пасовищ, внаслідок чого відбулося переміщення шарів ґрунту та природною міграцією.

Для розрахунку коефіцієнтів накопичення та коефіцієнтів переходу ^{137}Cs на дернових глейових ґрунтах були відібрані зразки лучної рослинності, отримані результати наведені в табл. 1.2

На пасовищі спостерігаються незначні коефіцієнти переходу та коефіцієнти накопичення радіонуклідів, хоча питома активність ^{137}Cs у ґрунті перевищує допустимі рівні. Це свідчить про більшу фіксацію ^{137}Cs ґрунтом, а також підтверджує ефективність проведених заходів перезалуження. Питома активність ^{137}Cs у рослинах на досліджуваному пасовищі не перевищує допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs у травах кормових угідь, які наведені у ДСТУ 4674-2006 (600 Бк/кг).

Серед продуктів харчування найбільше ^{137}Cs до організму людини надходить з молоком (понад 50% ^{137}Cs). Також молоко є найбільш чутливим до коливань рівня вмісту ^{137}Cs в раціоні тварин. Так

при разовому оральному надходженні ^{137}Cs в організм лактуючих корів максимальна його концентрація в крові спостерігається вже практично через 20 годин. Тому молоко можна вважати одним із найкращих індикаторів стану забруднення радіонуклідами пасовищ і сінокосів [4].

Таблиця 1.2.

Коефіцієнти накопичення та коефіцієнти переходу ^{137}Cs у лучну рослинність на дернових глейових ґрунтах

№ точки відбору проб	Питома активність ^{137}Cs у рослинах, Бк/кг	Кн	Кп (Бк/кг)/(кБк/м ²)
1	72,5	0,31	1,18
2	73,0	0,32	1,21
3	62,4	0,30	1,17
4	48,2	0,25	0,94
5	64,1	0,29	1,13
6	65,8	0,31	1,18
7	66,8	0,31	1,18
8	61,0	0,30	1,17
9	70,0	0,31	1,18
10	72,8	0,31	1,18
Середнє	64,7	0,30	1,13

Контроль молока дає повнішу інтегральну характеристику забрудненої радіонуклідами території та міграційної здатності ^{137}Cs у трофічному ланцюзі в порівнянні з іншими об'єктами навколишнього середовища, тому є головною ланкою в системі радіоекологічного моніторингу. Важливе значення має й те, що моніторинг молока в населених пунктах і на молочних підприємствах потребує менших затрат порівняно з моніторингом інших об'єктів навколишнього середовища.

На території с. Борове було проаналізовано динаміку питомої активності ^{137}Cs у молоці у в період з 1994 до 2011 рр. наведена на рис. 1.1.

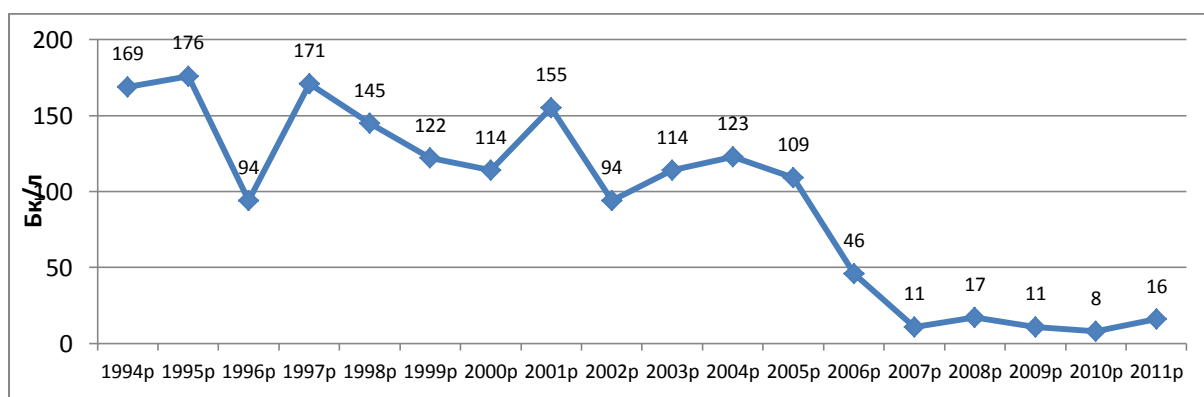


Рис. 1.1. Динаміка питомої активності молока, Бк/л (використані дані Рокитнівської санепідемстанції)

За досліджуваній період спостерігається зменшення питомої активності молока на території с. Борове – у 10 разів. В період з 1994 до 2005 рр. вміст ^{137}Cs у молоці коливається в межах від 94 до 176 Бк/л та у більшості випадків перевищує ДР-2006 (питома активність ^{137}Cs у молоці на повинна перевищувати 100 Бк/л) [3]. З 2006 р. питома активність ^{137}Cs у молоці на піднімалась вище 50 Бк/л. Це свідчить про іммобілізацію радіонуклідів в результаті чого відбувається зменшення кількості легкодоступних форм, що можна пов'язати як з природними процесами так і з проведенням у 2006 р. заходів щодо зменшення міграції радіонуклідів у трофічному ланцюзі.

Висновки. В результаті проведеного дослідження виявлено:

- питома активність ^{137}Cs у дернових глейових ґрунтах під пасовищем, де було проведено перезалуження, перевищує допустимий рівень його вмісту. Так, вміст ^{137}Cs у кореневмісному

- шарі ґрунту змінюється в межах від 51,2 до 62,7 Бк/кг. У дернині зосереджено 33 % радіонуклідів, на глибині 5-15 см – 36 %, 15-25 см – 31 % ^{137}Cs ;
- на пасовищі спостерігаються незначні коефіцієнти переходу (1,13) та коефіцієнти накопичення (0,3 (Бк/кг)/(кБк/м²)) радіонукліду. Питома активність ^{137}Cs у рослинах змінюється в межах від 48,2 до 73,0 Бк/кг та не перевищує допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs у травах кормових угідь, які наведені у ДСТУ 4674-2006 (600 Бк/кг);
 - в період з 1994 до 2011 рр. питома активність ^{137}Cs у молоці на території с. Борове зменшилась у 10 разів. Після проведення заходів спрямованих на зменшення потоків радіонуклідів у 2006 р. вміст ^{137}Cs у молоці не перевищував 50 Бк/л, що свідчить про фіксацію радіонуклідів у ґрунтах та ефективність проведення заходів.

Література

1. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період / Методичні рекомендації; За заг. редакцією академіка УААН Прістера Б. С. – К. : Атіка-Н, 2007. – 196 с.
2. Веремеєнко С. І. Стан осушуваних торфових ґрунтів Рівненської обл / С. І. Веремеєнко, С. І. Коваль // Сучасний стан ґрунтового покриву України та шляхи забезпечення його сталого розвитку на початку 21-го століття (Тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 50-річчю з дня створення Інституту ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н.Соколовського).-Харків–2006.- с.164-165
3. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 у продуктах харчування та питній воді. Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1-130-2006 [Чинний від 2006-05-03]. – К. : 2006. – 22 с.
4. Хомутітін Ю. В. Статистичні характеристики забруднення молока ^{137}Cs в населених пунктах України [Електронний ресурс] / Ю. В. Хомутітін, В. О. Кашпаров, С. М. Лундін, М. М. Лазарєв // Наукові доповіді НАУ. – 2007 – 2(7). – 11 с. – www.nbuv.gov.ua/e-journals/nd/2007-2/07kyvsou.pdf
5. Оцінка еколого-агрохімічного стану ґрунтів Рівненської області / [Лико Д.В., Клименко М.О., Долженчук В.І., Крупко Г.Д.] // Агроєкологічний журнал. Науково–теоретичний журнал. – Київ, 2010. – С.133 – 135.
6. Оцінка придатності земель сільськогосподарського призначення спеціальним зонам / [Клименко М.О., Лико Д.В., Клименко О.М. та ін.] // Збірник наукових праць Подільського державного аграрно–технічного університету до V науково–практичної конференції "Сучасні проблеми збалансованого природокористування". – Кам'янець–Подільський, 2010. – С. 250–253.

УДК: 616.1/4.004.891:616-001.28-035.2

СУЧАСНА СИСТЕМА ЕКСПЕРТИЗИ ПО ВСТАНОВЛЕННЮ ПРИЧИННОГО ЗВ'ЯЗКУ ХВОРОБ З ДІЄЮ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЕННЯ ТА ІНШИХ ШКІДЛИВИХ ЧИННИКІВ ВНАСЛІДОК АВАРІЙ НА ЧАЕС У ВІДДАЛЕНОМУ ПІСЛЯАВАРІЙНОМУ ПЕРІОДІ

Сушко В.О., Татаренко О.М., Берестяна Ж.М., Колосинська О.О.

ДУ «Національний науковий центр радіаційної медицини Національної академії медичних наук України»

Вступ

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) - глобальна екологічна катастрофа сучасності, яка торкнулася долі мільйонів людей. Ця найбільша антропогенна катастрофа в історії людства також має і друге визначення – ядерна трагедія планети [1].

Однією з ключових проблем мінімізації наслідків аварії стала проблема медико-соціальної експертизи постраждалих [1, 2, 3]. З правової точки зору перші учасники робіт з ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС (ЛНА) мали статус осіб які за виробничих умов отримали травму (в конкретному випадку – променеви або радіаційну) і, відповідно діючому законодавству, впродовж

1986-1987 років більше 1040 працівників (перш за все персонал ЧАЕС) отримали так звану форму Н-1 (Акт про нещасний випадок на виробництві). Оскільки в ліквідації аварії на ЧАЕС приймали участь сотні різних підприємств і організацій різної відомчої підпорядкованості – від Мінсередмашу та Міноборони до місцевих комунальних господарств, для упорядкування цього питання, ведення єдиного реєстру осіб яким надаються соціальні пільги внаслідок впливу іонізуючого випромінювання, відповідно до Рішення Урядової комісії № 539 от 13 серпня 1988 року за погодженням з ВЦРПС та Держкомпраці СРСР був виданий Наказ МОЗ СРСР № 731 від 28 вересня 1988 року «Про організацію Центральної Міжвідомчої експертної Ради по встановленню причинного зв'язку захворювань і інвалідності з роботами по ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС та їх професійного характеру» на базі Всесоюзного наукового центру радіаційної медицини АМН СРСР [2]. Наказ затвердив Положення і склад Центральної Міжвідомчої експертної Ради. Головою Ради був призначений академік НАМН України А.Ю.Романенко, який виконував ці обов'язки до 2007 року.

Основою соціального захисту постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС стало введення в дію Верховною Радою України 01 квітня 1991 року Закону «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» [3], 12 стаття якого присвячена «Встановленню причинного зв'язку між захворюванням, пов'язаним з Чорнобильською катастрофою, частковою або повною втратою працездатності громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, і Чорнобильською катастрофою». Суттєвий вплив на прийняття рішень з цього питання також мають статті 2, 14, 27 цього документу.

Основними нормативними документами, що регулюють встановлення зв'язку захворювань з впливом аварії на Чорнобильській АЕС впродовж 1997-2011 років був Наказ МОЗ України № 150 від 17.05.1997р. «Про затвердження нормативних актів щодо хвороб, при яких може бути встановлений причинний зв'язок з дією іонізуючого випромінювання та інших шкідливих чинників внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС» [4] та спільний Наказ МОЗ і МНС України № 166/129 від 30 травня 1997 року «Про удосконалення системи експертизи по встановленню причинного зв'язку хвороб, інвалідності і смерті з дією іонізуючого випромінювання та інших шкідливих чинників внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС» [5]. 23 листопада 2011 р. п. 3 Постанови КМ України N 1210 «Про підвищення рівня соціального захисту громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» [6] та наступним спільним Наказом МОЗ та МНС України № N 789,1248 від 10.10.2012 «Про внесення змін до наказу МОЗ України та МНС України від 30 травня 1997 року № 166/129» [7] ліквідовані обласні спеціалізовані лікарсько-консультативні комісії та регіональні міжвідомчі експертні комісії за винятком Центральної міжвідомчої експертної комісії, Донецької та Львівської регіональних комісій. На сьогоднішній день встановлення зв'язку захворювань з впливом аварії на Чорнобильській АЕС регулюється Наказом МОЗ України № 441 від 14.06.2012 «Про внесення змін до наказу МОЗ України від 17 травня 1997 року № 150» [8], що містить перелік захворювань за якими може бути встановлений зв'язок та інструкцію щодо його застосування.

Мета роботи: провести аналіз стану медико-соціальної експертизи встановлення зв'язку захворювань з впливом наслідків аварії на Чорнобильській АЕС для дорослого населення та визначити основні перспективи удосконалення цієї системи.

Станом на 01.01.2013 року статус постраждалих внаслідок катастрофи на ЧАЕС мали в Україні 2 132 257 осіб. Регіональний розподіл населення постраждалого внаслідок аварії на ЧАЕС наведено на рис. 1.

Треба зазначити, що основна частина постраждалого населення сконцентрована в Київській, Рівненській області та Житомирській області. Значна кількість постраждалого населення (більше 100 000 осіб на область) також проживає в Волинській та Черкаській областях, трохи менше – 82843 особи – в Чернігівській області. Розподіл проживання учасників ЛНА наступний: найбільше учасників ЛНА проживає в м. Київ (46467 осіб) та Київській області (40972 особа), далі Донецька й Дніпропетровська області (близько 15 000 учасників ЛНА в кожній), Харківська, Полтавська, Чернігівська, Черкаська, Луганська області (близько 10 000 учасників ЛНА в кожній).

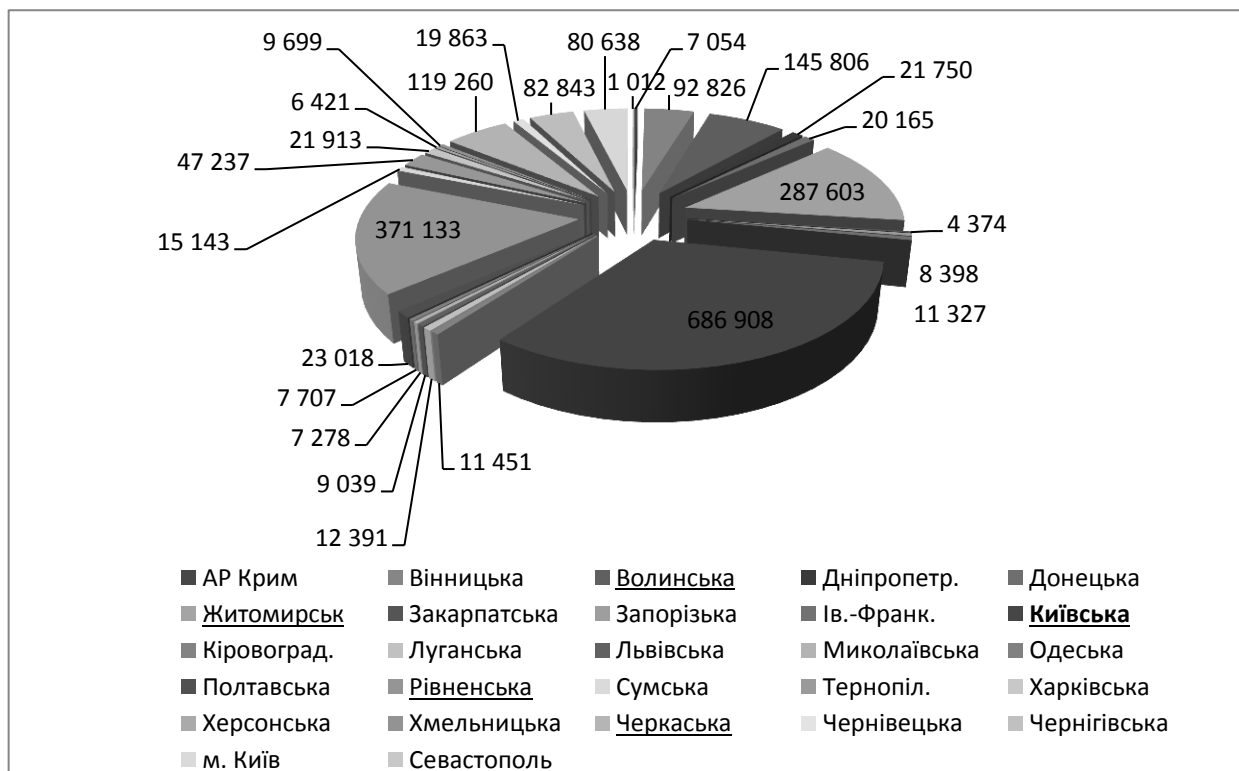


Рис. 1. Регіональний розподіл населення постраждалого внаслідок аварії на ЧАЕС (підкреслені області з чисельністю постраждалих більше 100000) станом на 01.01.2013 року.

Треба зазначити, що загальна кількість постраждалого населення за період 2007-2013 рр. (рис. 2) скоротилася на 15,6%.

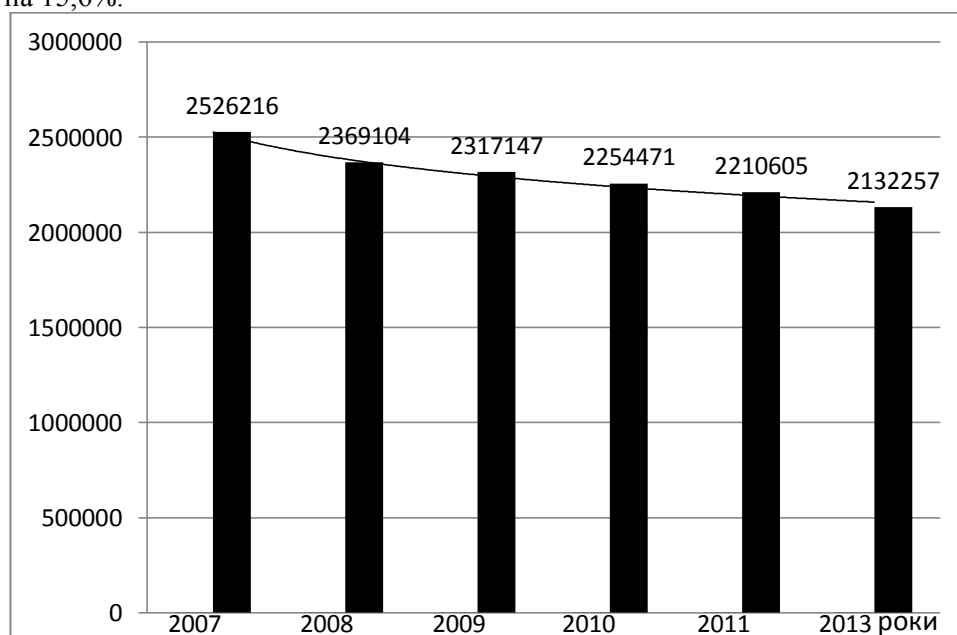


Рис. 2. Зменшення кількості постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС за період 2007-2013 рр.

В той же час за період 1995-2013 рр., відзначалося стрімке зростання кількості постраждалих категорії 1 (з 40106 до 117740), тобто осіб які мають статус постраждалих внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС та втрадили працездатність через хвороби за якими встановлений причинний зв'язок з впливом наслідків аварії (рис. 3).

Основними причинами, що призводять до вказаних змін є зростання захворюваності на хронічні захворювання, що призводять до швидкої інвалідизації та відповідного зростання смертності постраждалого населення.

Експертизі по встановленню причинного зв'язку хвороб, інвалідності і причин смерті з дією

іонізуючого випромінювання та інших шкідливих чинників внаслідок аварії на ЧАЕС підлягають особи, які за чинним законодавством мають статус постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи. В рамках експертної процедури виявляються компенсаторно-адаптаційні можливості особи, реалізація яких повинна сприяти функціональній, психологічній, соціальній, професійній реабілітації та адаптації постраждалих.

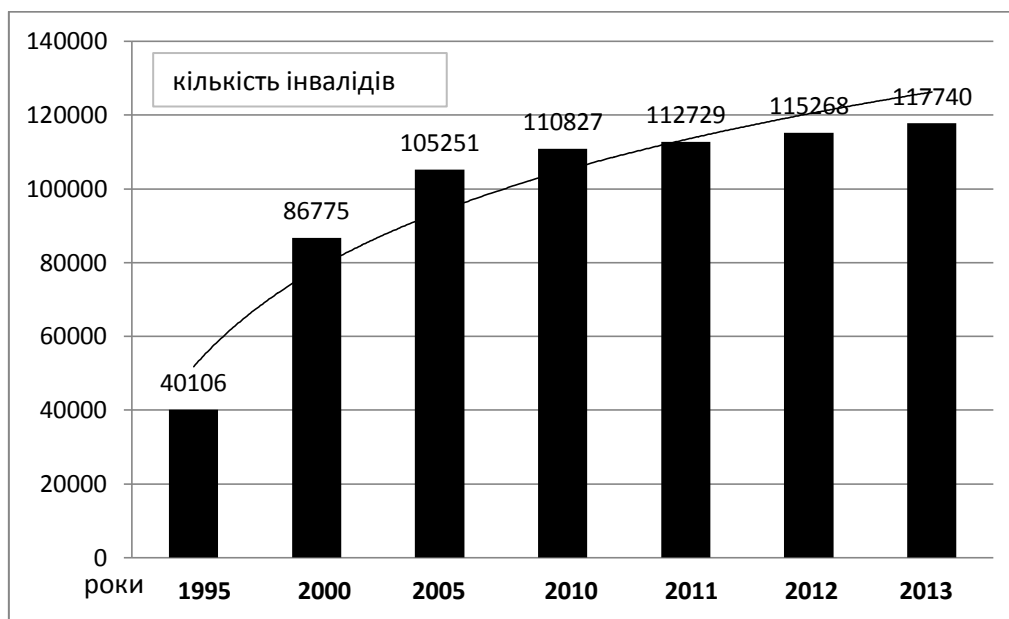


Рис. 3. Кількість постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС категорії 1 (інвалідів).

Експертна оцінка стану здоров'я постраждалого, якого освідчують стосовно можливості розвитку наявних у нього захворювань і втрати працездатності, настання смерті внаслідок дії іонізуючого опромінення (в т.ч. відкритих джерел іонізуючого випромінювання) та інших шкідливих чинників в умовах аварії на ЧАЕС не є тільки медичною, оскільки в основу проведення експертизи закладені не лише клініко-діагностичні критерії, але й соціальні, зокрема: вік хворого, умови праці, наявність групи інвалідності, терміни розвитку хвороб, терміни роботи на ліквідації. Така експертиза направлена на соціальний захист постраждалих від Чорнобильської катастрофи та медичну реабілітацію.

На сьогоднішній день складовими системи експертизи по встановленню причинного зв'язку хвороб, інвалідності і причин смерті з дією іонізуючого випромінювання та інших шкідливих чинників внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС для дорослого населення є такі експертні комісії: - Центральна (ЦМЕК) та регіональні міжвідомчі експертні комісії (Донецька (ДнРМЕК), Львівська (ЛвРМЕК)).

З точки зору медико-соціальної оцінки радіобіологічних ефектів реалізації впливу наслідків аварії на Чорнобильській АЕС захворювання, що можуть бути пов'язані з дією цього впливу розподілені на групи: 1) Хвороби, розвиток яких пов'язаний безпосередньо з дією іонізуючого випромінювання; 2) Хвороби, що виникли у віддалений період (новоутворення); 3) Радіаційно-індуковані захворювання щитоподібної залози; 4) Хвороби, розвиток яких пов'язаний з дією іонізуючого випромінювання та комплексу шкідливих чинників внаслідок аварії на ЧАЕС. Якщо стосовно перших трьох груп особливих нововведень в порівнянні з попередніми нормативно-регулюючими документами немає, то для 4 групи захворювань, яка за питомою вагою домінує серед причин встановлення зв'язку з впливом наслідків аварії на ЧАЕС, необхідна наявність стійкої втрати працездатності за тією хворобою, що є предметом встановлення причинного зв'язку. Ця вимога обумовлена тим, що вплив наслідків аварії якщо він дійсно мав місце як нестохастичний ефект (визначені загально соматичні захворювання з певним патоморфозом) мав реалізуватися до рівня декомпенсації за 25 років після аварії, тоді як стохастичні ефекти (онкологічні та радіаційно-обумовлені захворювання) не мають терміну давності.

Обсяги та структура за категоріями розгляду міжвідомчими експертними комісіями (МЕК) медичних справ постраждалих, щодо встановлення зв'язку хвороб з впливом наслідків аварії на ЧАЕС впродовж 2013 року представлені на рис. 4.

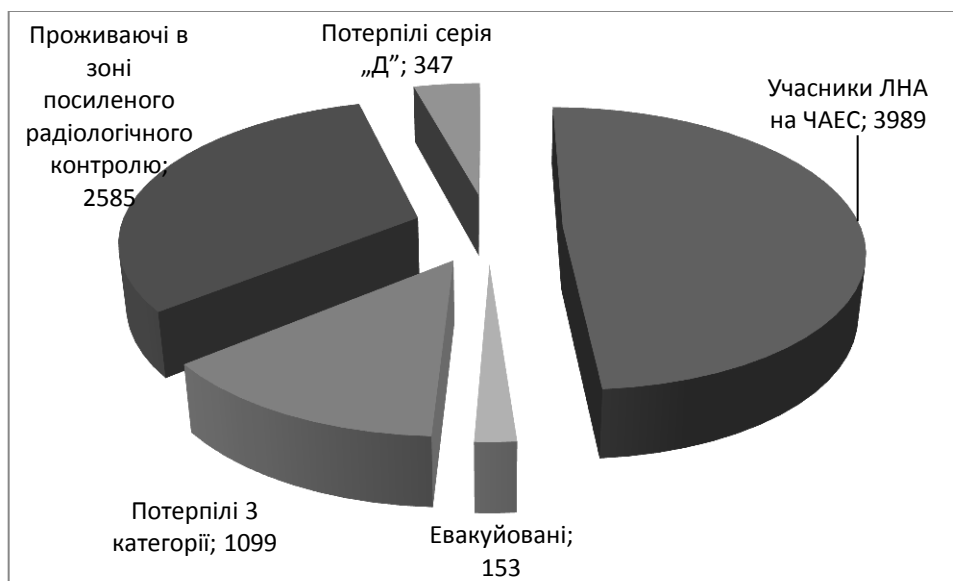


Рис. 4. Обсяги розгляду МЕК медичних справ постраждалих щодо встановлення зв'язку хвороб з впливом наслідків аварії на ЧАЕС

Результати свідчать, що за вказаний термін найбільше розглянуто справ учасників ЛНА на ЧАЕС (3989 справ) та проживаючих в зоні посиленого радіологічного контролю 2585. На третьому місці потерпілі 3 категорії, далі потерпілі серії «Д» та евакуйовані (рис. 4). При цьому ЦМЕК розглянуто 5512 справ (в т.ч. учасників ЛНА на ЧАЕС - 2238, проживаючих в зоні посиленого радіологічного контролю - 2585, потерпілих 3 категорії - 596, потерпілих серії «Д» - 221 та евакуйованих - 117); ЛьРМЕК – 1478 справ (в т.ч. учасників ЛНА на ЧАЕС - 667, проживаючих в зоні посиленого радіологічного контролю - 245, потерпілих 3 категорії - 462, потерпілих серії «Д» - 94 та евакуйованих - 10); ДнРМЕК – 1183 справи (в т.ч. учасників ЛНА на ЧАЕС - 1084, потерпілих 3 категорії - 41, потерпілих серії «Д» - 32 та евакуйованих - 26). Подібні результати потребують поглибленого аналізу, як стосовно використання існуючих вимог і критеріїв встановлення причинного зв'язку захворювань, так і доцільності подальшої роботи окремих комісій зважаючи на кількість потенціальних кандидатів що лишилися для розгляду справ щодо встановлення причинного зв'язку.

При аналізі стану медико-соціальної експертизи встановлення зв'язку хвороб, інвалідності і причин смерті з впливом наслідків аварії на ЧАЕС, необхідно звернути увагу, що нормативно-регуляторна база за окремими питаннями залишається недоопрацьованою і потребує уточнення та удосконалення. Мова йде про постраждалих категорії "Д", які після досягнення повноліття втратили цей статус, але через певний час (тобто в дорослому віці) захворіли на рак щитоподібної залози. Стаття 12 Закону України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» від 01 квітня 1991 свідчить, що «На встановлення причинного зв'язку між погіршенням стану здоров'я і встановленням інвалідності та наслідками Чорнобильської катастрофи мають право особи, яким після досягнення повноліття не буде надано відповідно до частини першої статті 11 цього Закону статусу потерпілих від Чорнобильської катастрофи, з числа: ... хворих на рак щитовидної залози». Але тлумачення цього пункту як працівниками соціальної сфери, так і юристами неоднозначне. Тому, ми вважаємо, що частину першу ст.11 необхідно доповнити п. 7 в наступній редакції: *особи, які народилися в період з 26.06.68 по 26.06.86 та з 26.04.86 по 26.06.86 постійно проживали в населених пунктах, де дози опромінення щитовидної залози перевищували граничні рівні, встановлені МОЗ та НКРЗУ, та які після досягнення повноліття захворіли на рак щитовидної залози, за умови встановлення їм причинного зв'язку захворювання що призвело до інвалідності з впливом наслідків Чорнобильської катастрофи.*

Окремим питанням постає періодичне оновлення науково-обґрунтованого переліку захворювань за яким може бути встановлений причинний зв'язок захворювань, інвалідності і причин смерті з впливом наслідків аварії на ЧАЕС. Останнє потребує врахування багаторічного досвіду мінімізації медичних наслідків аварії на ЧАЕС [9, 10], новітніх знань у галузі загальної та клінічної радіобіології, радіаційної медицини, онкології та медико-соціальної експертизи.

У випадку експертизи зв'язку захворювання, що привело до смерті, причинний зв'язок може бути встановлено, якщо діагноз входить до переліку та підтверджений результатами патолого-анатомічного, судово-медичного дослідження або, як виняток, клінічно доведений при стаціонарному обстеженні за життя хворого. Безпосередня, відома причина смерті може бути пов'язана з дією шкідливих чинників внаслідок аварії на ЧАЕС без патолого-анатомічного або судово-медичного дослідження, якщо вона є наслідком хвороби, яка входить в перелік і по якій був встановлений причинний зв'язок за життя хворого.

Ймовірність віднесення хвороб до пов'язаних з аварією на ЧАЕС зростає при збільшенні дози іонізуючого опромінення, рівня радіаційного забруднення території, часу та терміну участі в ЛНА чи проживання на території забрудненій радіонуклідами, присутності в анамнезі таких чинників, як стрес, радіаційно-пилловий фактор, певні умови праці. З іншої сторони, ймовірність зменшується при збільшенні віку постраждалого і наявності впливу інших факторів, які не мають відношення до аварії.

Висновок

Проведена в 2012 році реорганізація системи медико-соціальної експертизи встановлення причинного зв'язку захворювань, інвалідності і причин смерті з впливом наслідків аварії на ЧАЕС довела свою ефективність і доцільність стосовно медичного та соціального захисту постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС. Існують невирішені питання (захворювання на рак щитовидної залози у осіб, які втратили статус постраждалих у дорослому віці), що потребують внесення змін і доповнень у законодавчу базу. Необхідно продовжувати клінічні та епідеміологічні дослідження закономірностей розвитку і перебігу захворювань у постраждалих контингентів насення у віддаленому після аварійному періоді для розробки науково обґрунтованих критеріїв зв'язку впливу іонізуючого випромінювання та інших шкідливих факторів Чорнобильської катастрофи.

Література

1. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України. – К.: КІМ, 2011. – 356 с.
2. Наказ МОЗ СРСР № 731 від 28 вересня 1988 року «Про організацію Центральної Міжвідомчої експертної Ради по встановленню причинного зв'язку захворювань і інвалідності з роботами по ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС та їх професійного характеру».
3. Закон України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» від 01 квітня 1991 року зі змінами і доповненнями.
4. Наказ МОЗ України №150 від 17.05.1997 р. «Про затвердження нормативних актів щодо хвороб, при яких може бути встановлений причинний зв'язок з дією іонізуючого випромінювання та інших шкідливих чинників внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС».
5. Спільний Наказ МОЗ і МНС України № 166/129 від 30 травня 1997 року «Про удосконалення системи експертизи по встановленню причинного зв'язку хвороб, інвалідності і смерті з дією іонізуючого випромінювання та інших шкідливих чинників внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС».
6. Постанова КМ України N 1210 «Про підвищення рівня соціального захисту громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи».
7. Наказ МОЗ та МНС України № N 789,1248 від 10.10.2012 «Про внесення змін до наказу МОЗ України та МНС України від 30 травня 1997 року № 166/129».
8. Наказ МОЗ України № 441 від 14.06.2012 «Про внесення змін до наказу МОЗ України від 17 травня 1997 року № 150».
9. Health effects of the Chornobyl Accident – a Quarter f Century Aftermath / Eds. A.Serdiuk, V.Bebeshko, D.Bazyka, S.Yamashita. – Kyiv: Dia, 2011. – 648 p.
10. Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 1986-2011 /За ред. А.М.Сердюка, В.Г.Бєбешка, Д.А.Базики. – Тернопіль: ТДМУ (Укрмедкнига), 2011. – 1090 с.

ОСНОВНІ ЧИННИКИ ФОРМУВАННЯ ДОЗ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ НАСЕЛЕННЯ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ РЕГІОНІВ У ВІДДАЛЕЙ ПЕРІОД ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

Чоботько Г.М., д.б.н.; Ландін В.П., д.с.-г.н.; Райчук Л.А., к.с.-г.н.; Швиденко І.К., Мороз В.В., Уманський М.С.

Інститут агроекології і природокористування НААН

Вступ. У нині діючих нормативних документах в основу ведення сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених територіях покладена щільність забруднення ґрунту радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr . Поряд з ґрунтово-кліматичними умовами та особливостями рослин ступінь радіоактивного забруднення ґрунту є визначальною характеристикою формування питомої активності сільськогосподарської продукції. Радіонукліди чорнобильського походження стали невід'ємною ланкою трофічних ланцюгів і джерелом внутрішнього опромінення населення. У віддалений післяаварійний період основним фактором радіаційної небезпеки для мешканців постраждалих регіонів є внутрішнє опромінення внаслідок споживання людьми радіоактивно забруднених продуктів харчування. Доза внутрішнього опромінення формується переважно за рахунок споживання місцевими жителями молока, лісових грибів та ягід.

За час, що минув після аварії, науковими дослідженнями визначено низку чинників, які дещо змінюють механізм дозового навантаження на мешканців постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС регіонів. Насамперед слід зазначити зміни в структурі виробництва та споживання населенням сільськогосподарської продукції. Зараз по п'яти найбільш постраждалих областях простежується збільшення споживання овочевої продукції власного виробництва у середньому на 10% [1, 2]. Хоча так звані «дари лісу» не є основними продуктами харчування населення (за рекомендаціями Кабінетом Міністрів раціоном), їх внесок у формування дози внутрішнього опромінення доволі значний. Споживання харчових продуктів лісу на радіоактивно забруднених територіях призводить до істотного додаткового опромінення населення. При порівняно невисоких рівнях щільності забруднення території (2–5 Ки/км^2) лісових господарств на Поліссі зустрічаються продукти харчування, питома активність яких за ^{137}Cs перевищує допустимі рівні. Тому лісові продукти є серйозним модифікуючим фактором дозового навантаження на мешканців населених пунктів згаданого регіону [3].

Слід зазначити, що певні зміни відбулися в поведінці радіонуклідів у екосистемах, як аграрних, так і лісових. Поза увагою залишається ^{90}Sr , який виходить на перше місце у формуванні доз внутрішнього опромінення населення.

Зміна радіоекологічної, а особливо соціально-економічної ситуації постраждалого регіону у віддалений післяаварійний період потребує пошуку нових підходів до вивчення процесу формування дози внутрішнього опромінення населення та науково-методичного супроводу реабілітаційних заходів з боку спеціалізованих наукових організацій.

Матеріали і методи. З метою дослідження особливостей формування доз внутрішнього опромінення мешканців постраждалого внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС регіону у віддалений після аварійний період впродовж 2011 – 2013 рр. було обстежено мешканців близько 170 населених пунктів районів Київської та Житомирської областей (II та III зони радіологічного забруднення) – всього біля 14000 вимірів. Визначення дози внутрішнього опромінення людини було здійснено за допомогою автоматизованого комплексу спектрометрії внутрішнього опромінення людини «СКРІНЕР».

Весь масив даних розглянуто як випадкову величину. Для цього обрали 9 населених пунктів трьох адміністративних районів – Білоцерківського Київської області та Народницького і Овруцького Житомирської області. Їх групували за зоною радіоактивного забруднення (II і III зони). Для цих населених пунктів і їх груп обчислені такі статистичні характеристики: середнє, стандартна похибка, медіана, мода, стандартне відхилення, дисперсія вибірки, ексцес, асиметричність, коефіцієнт варіації.

Результати та їх обговорення. Аналіз результатів досліджень доз внутрішнього опромінення різних категорій населення показав, що для більшості обстежених дітей характерний дещо нижчий вміст інкорпорованого ^{137}Cs в порівнянні з дорослими, що зумовлено ретельнішим підходом до їхнього раціону харчування.

Варто зазначити, що дози, отримані людьми, які регулярно і у особливо значній кількості споживають харчові продукти лісового походження, в т.ч. дичину, завжди перевищують середні по населеному пункту. Але принципових відмінностей у розподілі дозових навантажень за статевою ознакою не простежується.

Середні значення дозового навантаження на мешканців обстежених населених пунктів наведені в рис. 1.

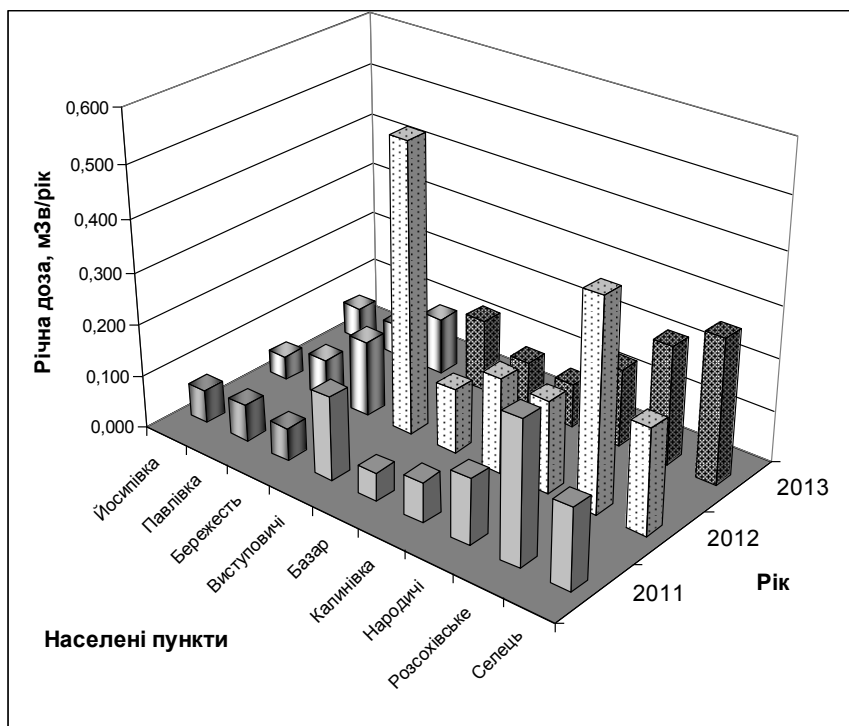


Рис. 1. Середні значення дози внутрішнього опромінення мешканців обстежених населених пунктів, 2011–2013 рр.

Примітка: с. Йосипівка, с. Павлівка та с. Бережесть належать до III зони радіологічного забруднення

Результати досліджень показали залежність між дозами внутрішнього опромінювання сільських жителів і ступінь забруднення лісових масивів, що прилягають до населених пунктів. Було відмічено зростання значень додаткових доз внутрішнього опромінення мешканців обстежених населених пунктів в осінній період у порівнянні з весняним, що узгоджується з даними інших досліджень [4]. Це більш характерно для населених пунктів, розташованих на порівняно невеликій відстані до найближчого лісового масиву. Також слід зазначити, що мешканці населених пунктів, розташованих на значній відстані від лісу як потенційного джерела радіоактивного забруднення, отримують в середньому нижчі дози внутрішнього опромінення, аніж мешканці населених пунктів, які розташовані ближче до них (с. Виступовичі, с. Розсохівське, с. Селець). Найімовірнішою причиною цього є те, що продукти лісового походження є вагомим компонентом раціону харчування мешканців населених пунктів, розташованих поблизу лісу.

Зведені дані ЛВЛ-обстеження мешканців досліджуваних населених пунктів за вказані роки проведення вимірювань наведені в таблиці.

Вищі коефіцієнти варіації доз внутрішнього опромінення для населених пунктів II зони радіоактивного забруднення свідчить про вплив більшої кількості чинників на формування деяких одиниць сукупності даних, оскільки чим більше різноманіття умов, які впливають на показник, тим більша його варіація. Це свідчить і про більший ризик для населення регіону отримати порівняно високу дозу внутрішнього опромінення.

Однією з причин розкиду значень дозових навантажень на населення є те, що надходження радіонуклідів до організму людини є не детермінованим процесом, а швидше випадковим, і залежить від сукупності різноманітних умов та ситуативної та/чи традиційної споживчої поведінки конкретної людини [5].

Менший коефіцієнт варіації для значень доз опромінення у населених пунктах III зони радіаційного забруднення загалом є наслідком тіснішого групування сукупності навколо медіани,

тобто більшої вирівняності дози опромінення (збільшення однорідності сукупності даних). Це дає змогу зробити припущення про поступову стабілізацію процесу формування дози внутрішнього опромінення, тобто, про можливе зменшення кількості чинників, які на неї впливають.

Таблиця

Зведені дані з визначення річної дози внутрішнього опромінення населених пунктів Київської та Житомирської областей, 2011-2013 рр.

Зона радіологічного забруднення	Населений пункт	Річна дози внутрішнього опромінення, мЗв/рік					
		Середнє арифметичне, мЗв/рік			Коефіцієнт варіації, %		
		2011 р.	2012 р.	2013 р.	2011 р.	2012 р.	2013 р.
	Київська область						
III	Йосипівка	0,063	0,046	0,064	44	52	32
III	Павлівка	0,070	0,074	0,062	29	46	25
	Житомирська область						
III	Бережесьь	0,063	0,145	0,109	60	136	71
II	Виступовичі	0,162	0,553	0,140	69	82	60
II	Базар	0,056	0,125	0,092	112	70	122
II	Калинівка	0,077	0,182	0,084	61	51	77
II	Народичі	0,125	0,177	0,147	81	113	101
II	Розсохівське	0,272	0,402	0,229	57	42	62
II	Селець	0,155	0,203	0,279	79	114	129

Для II зони радіаційного забруднення характерні в середньому вищі значення дози внутрішнього опромінення, аніж для III зони (рис. 2). Це дає підстави стверджувати, що мешканці постраждалих регіонів істотно залежать від продуктів харчування місцевого виробництва, ризик понаднормативного радіаційного забруднення яких досі залишається порівняно високим.

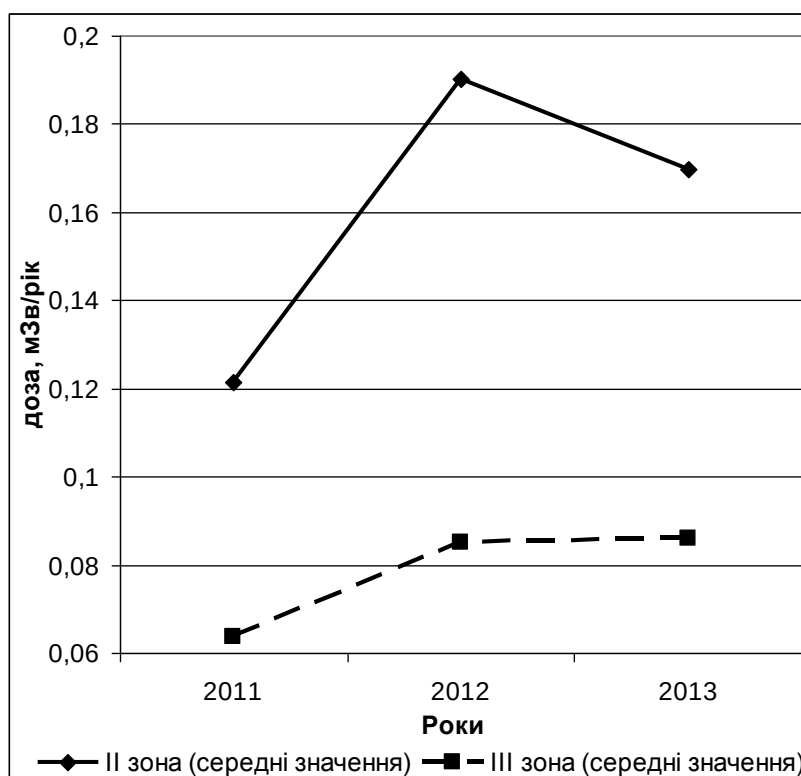


Рис. 2. Середні значення дози внутрішнього опромінення мешканців II та III зон радіологічного забруднення, 2011–2013 рр.

Висновки. Формування дози внутрішнього опромінення населення постраждалих у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС визначається переважно споживанням продукції лісового походження, молока та овочів, вирощених в особистому підсобному господарстві. У зв'язку зі

звиканням населення регіону до радіаційної ситуації та нехтуванням санітарно-гігієнічних рекомендацій і досі існує ризик отримання населенням наднормативних доз внутрішнього опромінення. Соціально-економічна та радіоекологічна ситуація постраждалого регіону і в нинішній час потребує подальшого вивчення особливостей формування дози внутрішнього опромінення населення і, відповідно, науково-методичного супроводу реабілітаційних заходів зі сторони спеціалізованих наукових організацій.

Список використаних джерел

1. Качур Д.П. Соціально-екологічні чинники споживчої поведінки населення на радіоактивно забруднених територіях Полісся / Д.П. Качур, П.В. Замостян, Г.П. Паньковська, Л.А. Райчук, М.Д. Кучма А.В. Святецька // *Агроєкологічний журнал*. – №2 – 2010. – С. 106–109.
2. Фурдичко О.І. Завдання наукового супроводу виробництва сільськогосподарської продукції на радіоактивно забруднених територіях / О.І. Фурдичко, Н.Д. Кучма, Г.П.Паньковська // *Агроєкологічний журнал*. – 2011. – №1 – С.21–26.
3. Чоботько Г.М. Формування дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся внаслідок споживання харчових продуктів лісового походження / Г.М. Чоботько, Л.А. Райчук, В.П. Ландін, Ю.М. Пісковий // *Агроєкологічний журнал* – 2011. – № 1. – С. 37–42.
4. Чоботько Г.М. Особливості моніторингу сезонного розподілу дозових навантажень населення, що мешкає в III та IV зонах радіоекологічного контролю Українського Полісся / Г.М. Чоботько, Ю.М. Пісковий, Є.Є. Перетятко // *Агроєкологічний журнал* – 2010. – № 2. – С. 21–26.
5. Райчук Л.А. Територіальні та сезонні особливості формування дози внутрішнього опромінення населення / Л.А. Райчук // *Наукові доповіді НУБіП України*. – 2012. – № 3(32). – Режим доступу до журн.: http://nd.nubip.edu.ua/2012_3/12rla.pdf.

УДК 630*116.64

ОРГАНІЗАЦІЙНО-ТЕХНІЧНІ ЗАХОДИ ЩОДО ЗБЕРЕЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ФУНКЦІЙ ЛІСІВ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

д.с-г. н. Ландін В.П., здобувач Леснік В.В., здобувач Захарчук В.А., здобувач Фещенко В.П.

Інститут агроєкології і природокористування НААН

Територія зони відчуження Чорнобильської АЕС являє собою складний комплекс лісових, лучно-болотних і техногенних ландшафтів забруднених радіонуклідами. За складом деревної рослинності згадана територія відноситься до зони мішаних лісів Полісся. У період становлення Київської Русі територія Полісся на 80% була вкрита лісами. Історія її господарського освоєння, особливо у XIX столітті, являє собою хроніку безперервного винищування лісів. Ліси випалювали під пасовища, які після короткострокового використання залишали під природне заліснення. У величезних об'ємах ліси вирубалися для поташного, скляного та горілчаного виробництв, для продажу на ринках Києва та інших регіонів країни і за кордон. У наслідок цього лісистість центральної частини сучасної зони відчуження знизилась до 11-12%.

З часом значне зниження родючості земель і неможливість їх подальшого сільськогосподарського використання змусило суспільство знову повернутися до лісовідновлення. Перші серйозні роботи щодо лісовідновлення розпочалися у 20-х роках, а масовий характер вони набули у 50-60-х роках XX століття. За цей час площа лісів збільшилась у чотири рази, а лісистість регіону склала близько 50%. За час після аварії на ЧАЕС частина земель природно і штучно заліснювалася, і лісистість зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення досягла 57,8%. Враховуючи щорічні обсяги лісокультурних робіт і природні процеси заліснення, можна прогнозувати постійне зростання лісистості території.

Всі ліси незалежно від розташування є одним з основних об'єктів природного середовища, які підлягають охороні. В них шляхом проведення відповідних лісівничих заходів підтримується належний санітарний стан, формуються стійкі насадження з порід, характерних для тієї чи іншої лісорослинної зони. Ліси зони відчуження на відміну від лісових ландшафтів інших регіонів України

ще додатково виконували і виконують окрему функцію. Після аварії на Чорнобильській АЕС основна маса радіонуклідів була затримана лісами, і зараз вони є довготерміновим депо радіонуклідів. Розподіл площі лісів зони відчуження за щільністю забруднення наводиться на рис.1

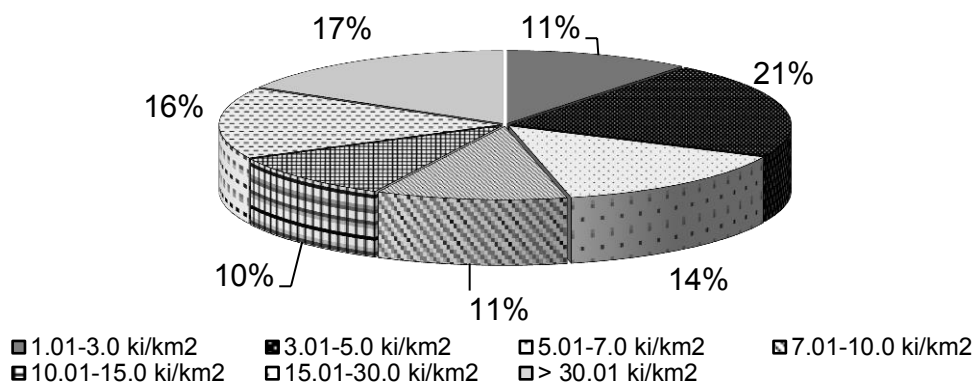


Рис. 1. Розподіл території ДСКП «Чорнобильська пуща» за щільністю забруднення, %

У зв'язку з цим ліси, як природний фактор, відіграють провідну роль стабілізації радіоекологічного стану і автореабілітації території зони відчуження. Радіоекологічна роль лісів визначається їх санітарним станом, який залежить від рівня охорони їх від пожеж, шкідників та хвороб, догляду за породним складом, що забезпечується виконанням певних обсягів різноманітних лісівничих заходів.

Відсутність такого лісівничого догляду за лісами зони відчуження тільки на протязі не більше 10 років після аварії на ЧАЕС привели до значних негативних наслідків. Так за період з 1986 по 1993 рік площа загинлих від верхових пожеж насаджень у лісах зони відчуження збільшилась майже у 8 разів (з 0.7 тис. га за станом на 1983 рік до 5.7 тис. га у 1993 році). Запас сухостійних дерев в насадженнях збільшився у 5.5 рази, захаращеність насаджень - у 10 разів. За період з 1997 по 2006 роки об'єми сухостійної деревини та захаращеності в насадженнях збільшилися ще приблизно у два рази, що можна пояснити в основному недостатніми обсягами виконуваних рубок догляду та вибіркових санітарних рубок. Це свідчить про те, що роль повноцінного ведення лісового господарства для справи охорони навколишнього природного середовища неможливо перебільшити.

Для забезпечення проведення можливих лісівничих заходів з підвищення екологічної функції лісових насаджень зони відчуження ЧАЕС для земель лісового фонду ДСКП „Чорнобильська Пуща” у відповідності з „Порядком поділу лісів на категорії та виділення особливо захисних лісових ділянок”, затверджених постановою Кабінету Міністрів України від 16.05.2007 р. № 733, розроблено проект поділу території ДСКП за новими категоріями лісів. На землях лісового фонду ДСКП „Чорнобильська Пуща” виділено наступні категорії лісів: ліси природоохоронного, наукового, та історико-культурного призначення (заповідні лісові урочища – 136,5 га; пам'ятки природи – 65,1 га; заказники – 51014,3 га), захисні (байрачні та ін.) ліси (189354,1 га).

Крім цього, з метою збереження і підвищення стійкості лісових насаджень зони відчуження пропонуються наступні зони еколого-лісівничого впливу (табл. 1):

- **зона заповідного режиму**, де щільність забруднення цезієм-137 складає понад 3700 кБк/м^2 (100 Ки/км^2), стронцієм-90 - понад 370 кБк/м^2 (10 Ки/км^2), плутонієм-239 - понад $11,1 \text{ кБк/м}^2$ ($0,3 \text{ Ки/км}^2$). Основна мета проведення еколого-лісівничих заходів - охорона від пожеж та шкідників лісу, можливі на обмежених територіях окремі заходи для підтримки життєздатності та протипожежної стійкості насаджень. Ведення лісгосподарських робіт здійснюється за спеціальним регламентом, узгодженим з органами Держсаннагляду;
- **зона обмеженого режиму ведення лісового господарства**, у якій щільність забруднення цезієм-137 складає $1480-3700 \text{ кБк/м}^2$ ($40-100 \text{ Ки/км}^2$), стронцієм-90 – $111-370 \text{ кБк/м}^2$ ($3-10 \text{ Ки/км}^2$), плутонієм-239 – $3,7-11,1 \text{ кБк/м}^2$ ($0,1-0,3 \text{ Ки/км}^2$). Основна мета проведення еколого-лісівничих заходів - поліпшення санітарного та протипожежного стану лісів, підтримка життєздатності насаджень і їх захисних функцій. У більш-менш віддаленій перспективі ця територія поступово має бути повернена до нормального режиму ведення лісового господарства;
- **зона ведення лісового господарства без обмежень**, де щільність забруднення цезієм-137 складає до 1480 кБк/м^2 (до 40 Ки/км^2), стронцієм-90 – до 111 кБк/м^2 (до 3 Ки/км^2), плутонієм-239 – до $3,7 \text{ кБк/м}^2$ (до $0,1 \text{ Ки/км}^2$). Основна мета проведення еколого-лісівничих заходів у цій зоні -

приведення лісів до нормального санітарного стану, підтримка їх життєздатності і поступове повернення до традиційного режиму ведення лісового господарства.

Таблиця 1. Поділ ДСКП „Чорнобильська Пуща” на зони еколого-лісівничого впливу

Найменування лісництв	Зони еколого-лісівничого впливу			Разом
	Заповідного режиму	обмеженого режиму ведення лісового господарства	ведення лісового господарства без обмежень	
Денисовицьке	3710	7586	21902	33198
Луб'янське	19983	18127	23521	61631
Паришівське	20815	11216	16249	48280
Корогодське	9730	13418	9341	32489
Котовське	2166	6197	9026	17389
Дитятківське		4409	14452	18861
Опачицьке		14099	14623	28722
Всього	56404	75052	109114	240570
В%%	23,45	31,20	45,35	100,00

Особливості території зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, зумовлені специфікою радіоекологічного стану і особливим правовим статусом, вимагають спеціального підходу до вирішення технічних питань. В лісах зосереджена основна кількість радіонуклідів, які потрапили в навколишнє природне середовище із зруйнованого реактора. Територія характеризується високою різноманітністю складу і форм випадіння радіонуклідів та значною мозаїчністю щільності радіоактивного забруднення. Після аварії тут майже повністю припинена господарська діяльність (насамперед лісгосподарська), що привело до руйнування інфраструктури підприємств, яка склалася у доаварійний період. Значні площі лісів зазнали пошкоджень внаслідок радіаційного опромінення, пожеж, підтоплень, вітровалу, бурелому, розвитку шкідників та хвороб.

Тому комплексні спеціалізовані лісгосподарські технології, які застосовуються на лісових землях зони відчуження, можуть відрізнятися від традиційних, що використовуються за її межами. Це зумовлено, по-перше, наявністю великих рівнів радіоактивного забруднення крон та кори дерев і лісової підстилки; по-друге, необхідністю зменшення колективної дози опромінення, тобто зменшення до мінімуму кількості працюючих в зоні іонізуючого опромінення при мінімально необхідному часі для виконання даної роботи; по-третє, деякою відмінністю професійних підходів до досягнення мети збереження та відновлення лісів у зоні відчуження; і, нарешті, недопущення виносу радіонуклідів за межі зони відчуження.

УДК 6.21.039.586+628.518+502.4

ПРІОРИТЕТИ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ БІОТИ У ПРОЕКТОВАНОМУ ЧОРНОБІЛЬСЬКОМУ БІОСФЕРНОМУ ЗАПОВІДНИКУ

Коніщук В. В.

Екологічна асоціація «Західне Полісся – заболочений край» (Волинська область)

Після аварії на Чорнобильській атомній електростанції 26.04.1986 року радіоактивного забруднення зазнали великі території України, Білорусі та Росії. В Зоні відчуження ЧАЕС серед ландшафтів переважають лісові екосистеми (соснові бори), значно менше боліт, функціонує сім лісництв. Серед ґрунтів домінують дернові середньо-підзолисті та торфово-болотні перехідного типу. Максимальне накопичення радіоактивного цезію становить в ягодах брусниці, а найменше в ягодах журавлини. Високий рівень забруднення вересу, багна болотного, чорниці. Найбільші показники характерні для групи болетових грибів. Прослідковується неоднорідність забруднення у просторово-територіальній диференціації. Багаті луки на дернових опідзолених ґрунтах, флювіогляціальні

підвищення, еолові горби із приховано-підзолистими боровими ґрунтами, та болотна рослинність цілком закономірно є одними із найзабрудненіших, зандрові рівнинні ділянки зеленомохових лісів є помірно забрудненими, абсолютно неуражених радіоактивними ізотопами екотопів немає.

Природно-заповідний фонд зони відчуження має наступний розподіл: пам'ятки природи – 65 га (0,03%), заповідні урочища – 135 га (0,06%), заказники – 50638 га (21,26%), інші землі – 187375 га (78,66%), всього – 238213 га. На базі Чорнобильського заказника ми запропонували організувати біосферний заповідник Чорнобильський.

Це питання вперше було підняте співробітниками Інституту агроєкології і природокористування НААН України (Кучма М.Д., Конішук В.В.). Створення об'єкту вищого рангу на базі Чорнобильського заказника обговорювалося на засіданні Громадської ради при Державному управлінні охорони навколишнього природного середовища в Київській області. Було представлено доповідь, висунуто пропозицію і погоджено створення природного заповідника «Прип'ять-Дніпровський» (заступник голови Громадської ради Конішук В.В., Протокол засідання від 17.01.2013 р.). Пізніше на засіданні Громадської ради при Міністерстві екології та природних ресурсів України, зважаючи на важливу біосферну функцію та міжнародне значення резервату було запропоновано і погоджено створення біосферного заповідника «Чорнобильський» (ініціював, представив виступ голова комісії з питань охорони біотичного і ландшафтного різноманіття Конішук В.В.) (Протокол засідання від 23.01.2013 р.). Департамент заповідної справи Мінприроди (представники: Канцурак В.В., Іваненко І.Б.), Державна науково-дослідна установа «Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології» (Гашак С.П.) також підтримали ініціативу створення Чорнобильського біосферного заповідника (Координаційна нарада Мінприроди від 28.01.2013 р.).

У перспективі Інститут агроєкології і природокористування НААН може бути науковим куратором заповідника, оскільки наявний відділ радіоекології, є дослідні стаціонари, захищено ряд кандидатських і докторських робіт по цьому регіону і радіоекологічній тематиці, а також є досвід кураторства біосферним заповідником «Асканія-Нова» імені Ф.Е. Фальц-Фейна НААН. Між іншим, саме з Асканії були завезені коні Пржевальського в Чорнобильську зону.

Значна відстань забрудненої території від осередку аварії пояснюється переносом дощово-повітряних мас протягом двох тижнів, коли із ушкодженого реактора у атмосферу викидались радіоактивні речовини. В зв'язку із атмосферно-конденсаційним генезисом уражень забрудненню радіонуклідами характерна «плямистість», коли дві суміжні ділянки можуть мати абсолютно різні рівні випромінювання. Важливим фактором є також характер поверхні, ґрунти, гідрорежим та інше. Після аварії першочергові наукові дослідження стосувались впливу основних радіоізотопів на стан і здоров'я людей, а детальний аналіз забруднення природних екосистем, флори і фауни проводився пізніше. Через значні площі уражених територій ступінь вивчення радіоактивного забруднення та динаміка зміни вмісту радіонуклідів у різних типах середовищ й досі є недостатнім. Зважаючи на строкатість ландшафтів, ґрунтів Полісся, постійну зміну стану радіонуклідів у екосистемах прогнозувати закономірності забруднення природних комплексів дуже складно. Проте проведення постійного радіологічного моніторингу на територіях природно-заповідного фонду і визначення впливу радіонуклідів на живі організми та екосистеми має важливе наукове й практичне значення.

Дуже важливо звернути увагу при обґрунтуванні створення Чорнобильського заповідника та оформленні його проекту організації розвитку території на радіаційну безпеку біоти. Адже, відомо, що окремі види рослин і тварин по-різному реагують на радіаційне забруднення. Найменш вразливі рослини і комахи, натомість ссавці й зокрема копитні (козулі, олені) часто мають онкологічні захворювання і летальні випадки після перевищення допустимих норм. Нині лише для людей визначені граничнодопустимі норми (коректніше – концентрації) радіаційного забруднення. Але зрозуміло, що окремі види фауни мають менший імунітет до радіаційного фактору забруднення.

Важливо обґрунтувати і створити спеціальні підгодовувальні полігони з мінімізацією коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини, з рослин до тварин, тощо. Бажано розробити комплекс біотехнічних заходів попередження міграції радіаційно забруднених речовин через водно-болотні угіддя. Актуальним є відтворення біорізноманіття, репатріація регіонально рідкісних та занесених до Червоної книги видів флори і фауни. Одним із найактуальніших біотехнічних заходів із зменшення коефіцієнтів переходу із системи ґрунт-вода у біогеоценоз на рівні фітострома-зооценоз є створення дослідних випробувальних постійних пробних площ.

Оптимальним вирішенням проблеми могли б стати підгодовувальні поля, спеціальні солонці, фітореабілітаційні луки із видами рослин із найменшими коефіцієнтами переходу радіонуклідів, а також із лікарськими, фітонцидними властивостями. Варто враховувати значну адсорбційну здатність

торфово-болотних ґрунтів та хорошим дренаж і міграційну спроможність дерново-підзолистих ґрунтів.

У місцях водопоїв тварин, у разі можливості, можна забезпечити подачу підземних (артезіанських) вод, де радіаційне забруднення мінімальне. Варто практикувати створення високопродуктивних вологих лук із репатріацією типових видів флори, повторне заболочення через відновлення каналів і шлюзів меліоративних систем, або створення штучних водойм (ставків, водосховищ). Не виправданим буде спустити воду із водоохолоджувача ЧАЕС, оскільки окрім втрати видів біоти (зокрема молюсків), буде небезпека міграції радіонуклідів на південь по басейну Дніпра. Для деградованих переосушених потужних торфовищ заліснення не є раціональним. Оскільки в такий спосіб радіаційна ситуація не нормалізовується, окрім того збільшується ксерофітизація і деструкція органоґенних ґрунтів, підвищується ймовірність виникнення пожеж.

На перспективу необхідно чітко визначити принаймні а кожному лісотаксаційному кварталі підгодовувальні, реабілітаційні біополігони, мінімізувати фактор пірогенної загрози та винесення радіонуклідів за межі зони відчуження через водно-болотні угіддя.

Різними вченими уже доведено явище популяційного вибуху в ізоляційних анклавах від антропо впливу, не виключенням стала і Чорнобильська зона, де відновились фітоценози із орхідними, функціонує одна з найбільших популяцій рисі, бурого ведмеда на Поліссі, а також успішно розвиваються інші види біорізноманіття Червоної книги України та міжнародних охоронних переліків. Актуальним і досі не вирішеним питанням залишається мікроеволюційні процеси біоти в умовах найбільшого радіаційного забруднення у світі на прикладі проєктованого Чорнобильського заповідника. Отже, радіаційна безпека для біорізноманіття Чорнобильського біосферного заповідника повинна стати одним із найважливіших пріоритетів збалансованого розвитку.

УДК 613. 2: 614. 876 (477)

МОНІТОРИНГ ЗА ЗАБРУДННЯМ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ ЦЕЗІЄМ-37 ТА СТРОНЦІЄМ-90 НА РІВНЕНЩИНІ

Гушук В.І* Прищеп А.М.** Гушук І.В.***

** студент V курсу, Рівненський державний гуманітарний університет м. Рівне.*

*** к.с-г. н., доц. Національний університет водного господарства та природокористування, м.Рівне.*

**** к.мед.н., Національний університет «Острозька академія».*

Вступ. Чорнобильська катастрофа за своїми наслідками набула планетарного масштабу, але найбільш постраждалими залишається територія України, в т.ч Рівненська область, де до зони радіоактивного забруднення віднесено 339 населених пунктів, у Березнівському, Володимирецькому, Дубровицькому, Зарічненському, Рокитніському та Сарненському районах. На визначених радіоактивно забруднених територіях Рівненської області проживає близько 362 тис. мешканців, 80% населення проживає у сільській місцевості. Щільність населення не однакова, в середньому становить 32,2 чол./км². Радіоактивно забруднені райони області займають значну за розміром площу – 11,5 тис км², і тому попри всю геологічну спорідненість мають певні відмінності.

Природні умови регіону - кисла реакція ґрунтів, бідність їх глинистими та слюдистими мінералами, висока зволоженість території, наявність великої кількості лісів, боліт і торфовищ сприяють посиленій міграції радіонуклідів. Як наслідок, навіть через 27 років з моменту аварії, тут спостерігаються високі рівні забруднення радіонуклідами ґрунтів і продуктів харчування. Споживання продукції присадибних господарств та висока доля у раціоні населення м'яса і молока обумовлюють значне надходження радіонуклідів в організм людини, що може спричинити втрату здоров'я та виникнення негативних спадкових наслідків [1].

Мета роботи: оцінити рівні радіоактивного забруднення продуктів харчування Цезієм-137 та Стронцієм -90 з приватного сектору у найбільш постраждалих районах Рівненської області внаслідок аварії на ЧАЕС.

Об'єкт та методи дослідження: Дослідження проводились у 6-ти північних районах Рівненської області. Еколого-гігієнічну оцінку проводили за результатами гамма-спектрометричних та дозиметричних досліджень та методів санітарної статистики.

Результати дослідження.

За результатами вивчення динаміки потужності експозиційної дози, а також динаміки заглиблення Cs-137 по вертикальному профілю ґрунту в забруднених районах встановлено, що прогнозна оцінка періоду напівзменшення значення потужності експозиційної дози (ПЕД) за рахунок вертикальної міграції цезію складає 50 років. З урахуванням радіоактивного розпаду (30 років для цезію) ефективний період напів зменшення доз зовнішнього опромінення при відсутності контрзаходів складає приблизно 20 років.[2]

Радіологічною службою області заміри гамма-фону проводяться постійно. З 1987 р. перевищень гамма-фону зареєстровано не було, рівні гамма-фону складали:

- по контрольних точках області до 28 мкР/год;
- на території обл.СЕС до 18 мкР/год.

Таким чином, вклад концентрації радіоактивності в повітрі у формування доз опромінення населення є і буде незрівнянно малим у порівнянні з іншими шляхами формування дозоутворення.

За результатами дослідження Рівненської облСЕС встановлено, що за останні 20 років перевищень існуючих нормативів у воді водойм та питній воді не зареєстровано.

На даний час основна частина дози додаткового опромінення населення, що проживає на забруднених територіях, обумовлена внутрішнім опроміненням за рахунок радіоактивно-забруднених харчових продуктів: молока власного виробництва, дикоростучих ягід та грибів, картоплі, м'яса.

Головним дозоутворюючим радіонуклідом на переважній більшості забруднених територій Рівненської області, за багаторічними моніторинговими спостереженнями, залишається радіонуклід Цезій-137. А от радіонуклід Стронцій-90 суттєво не перевищує норми допустимих значень у продуктах харчування населення північних районів Рівненської області.

В таблиці наведена питома вага невідповідності Cs-137 в продуктах харчування за період з 2009 по 2012 рік відповідно по північних районах Рівненської області, які підпали під радіаційне забруднення.

Із аналізу наведених даних [3] слідує, що за час з 2009 по 2012 рр. санепідслужбою, в харчовій продукції, в усіх шести забруднених районах були виявлені радіонукліди з тією чи іншою частотою ненормативних проб. Найбільше забрудненою харчова продукція радіонуклідами протягом досліджуваних років була у Володимирецькому (щорічно 8,8% ненормативних проб), Дубровицькому (щорічно 7,2% ненормативних проб), Зарічненському (щорічно 2,0% ненормативних проб), але, особливо, Рокитнівському (щорічно 38,4% ненормативних проб) районах. В останньому районі ненормативних проб на радіонукліди в харчовій продукції було більше, ніж в сумі по інших потерпілих районах, яка складала 34,4%.

Також, проаналізувавши дані обласної СЕС встановлено, що в потерпілих районах, крім Рокитнівського, за період з 2009 по 2012 рр. відбувалось суттєве зниження радіоактивного забруднення харчових продуктів.

У той же час в Рокитнівському районі рівень радіонуклідного забруднення харчової продукції, будучи дуже високим, майже не змінювався. Темпи зниження з 2000 по 2006рр. у цьому районі складали лише 0,08%. При такій швидкості зниження і через п'ять років рівень забруднення харчової продукції на даній території може скласти 35,9% ненормативних проб, що, практично рівно тому показнику, який був в 2006 р.

В чому причина такої різної ситуації в радіаційно забруднених районах – завдання інших дослідників. На нашу думку, ці регіональні особливості пов'язані з геологічними та якісними характеристиками ґрунтів північних районів. Наприклад, Рокитнівський р-н (єдиний з роду активно забруднених) розміщений на українському кристалічному щиті з переважним гранітним масивом, що має підвищену фонову активність [4].

При аналізі даних щодо накопичення Cs-137 в молоці і м'ясі з року в рік спостерігається різке коливання кількісних характеристик. Зміни, вірогідно, зумовлені коефіцієнтом переходу радіоцезію з кормів в організм тварин. Найвищий рівень забруднення м'яса й молока спостерігався у 2010 році. Наявність різких коливань кількісних характеристик накопичення Cs-137 в об'єктах досліджень свідчить про існування досить високої щільності радіоактивного забруднення ґрунту, оскільки рівень забрудненості ґрунтів і їх властивості, біологічні особливості культур і технології їх вирощування багато в чому визначають накопичення радіонуклідів рослинами, які використовуються на корм

тваринам. При цьому необхідно врахувати значну роль ландшафтно-геохімічних особливостей міграції радіонуклідів (вторинне забруднення).

Табл. Питома вага невідповідності Cs-137 в продуктах харчування за період з 2009 по 2012 роки

№ з/п	Назва району	2009р.		2010р.		2011р.		2012р.	
		К-сть дослідж.	% Невідп.	К-сть дослідж.	% Невідп.	К-сть дослідж.	% Невідп.	К-сть дослідж.	% Невідп.
Молоко індивідуального сектору									
1	Березнівський	357	-	187	-	209	-	231	-
2	Володимирецький	911	10,0	646	12,1	642	9,3	730	11,4
3	Дубровицький	594	8,2	73	4,1	520	5,4	595	8,3
4	Зарічненський	425	11,5	378	4,8	423	5,7	380	4,9
5	Рокитнівський	620	37,6	328	45,1	257	40,5	260	40,8
6	Сарненський	26	3,8	23	13,0	32	9,4	25	14,1
Гриби									
1	Березнівський	15	20,0	12	41,6	38	18,4	17	21,2
2	Володимирецький	44	25,0	11	63,6	34	20,6	45	25,1
3	Дубровицький	6	83,3	-	-	15	100	6	83,3
4	Зарічненський	25	20,0	22	9,1	21	28,6	22	9,1
5	Рокитнівський	40	62,5	25	76,0	44	63,6	45	63,8
6	Сарненський	16	56,2	6	66,6	20	95,0	16	56,2
Ягоди дикоростучі									
1	Березнівський	40	-	39	17,9	11	-	10	-
2	Володимирецький	16	6,2	61	14,7	23	4,3	15	6,0
3	Дубровицький	1	-	-	-	16	62,5	5	2,4
4	Зарічненський	60	5,0	83	8,4	67	17,9	50	4,0
5	Рокитнівський	161	5,0	218	15,6	93	6,4	186	5,8
6	Сарненський	14	28,6	20	50,0	15	33,3	15	29,0
Овочі, фрукти									
1	Березнівський	251	-	234	-	308	-	300	-
2	Володимирецький	1895	-	2256	-	2205	-	1985	-
3	Дубровицький	130	2,3	11	-	251	0,4	110	0,2
4	Зарічненський	297	-	274	-	335	-	238	-
5	Рокитнівський	465	1,9	526	10,4	488	3,3	453	1,2
6	Сарненський	324	-	196	-	278	-	198	-
М'ясо, м'ясопродукти									
1	Березнівський	39	-	34	-	44	-	40	-
2	Володимирецький	60	-	27	-	13	-	13	-
3	Дубровицький	51	-	28	-	27	-	25	-
4	Зарічненський	40	-	29	-	27	7,4	30	6,2
5	Рокитнівський	17	5,9	15	40,0	16	18,7	17	19,1
6	Сарненський	32	-	41	-	51	-	43	-

Моніторингові дослідження вмісту радіонуклідів в продукції тваринництва впродовж 2009 - 2012 рр. свідчать, що в п'яти забруднених районах області в продукції тваринництва були виявлені радіонукліди (табл.). Найбільш забрудненою продукція тваринництва зафіксована у Рокитнівському районі. Так, відсоток невідповідності вмісту цезію – 137 в пробах молока тут становить від 37,6 до 45,1 %. В Володимирецькому районі відсоток невідповідності проб допустимим нормам становить 9,3 – 12,1%, в Дубровицькому районі – 4,1 – 8,3%, Зарічненському та Сарненському районах 4,8 – 11,5% і 3,8 – 14,1% відповідно.

В пробах м'яса цезій – 137 не зафіксований в жодній з досліджуваних проб п'яти районів області, окрім Рокитнівського, де встановлена максимальна невідповідність допустимих рівнів (40%) в 2010 р.

Слід зауважити, що в жодній пробі молока, чи м'яса в Березнівському районі цезій – 137 не був визначений впродовж 2009 – 2012 рр.

Висновки

1. Вивчення радіологічної ситуації показало, що північні райони області відрізняються надзвичайно високим надходженням цезію-137 в рослини, а потім в організм людини. Це пояснюється слабким закріпленням цезію-137 у легких за гранулометричним складом ґрунтах при високому зволоженні. Споживання жителями овочів, мясо-молочних продуктів, продукції лісу (грибів, ягід), а також інших продуктів місцевого виробництва підсилює накопичення радіонуклідів в організмі людини. Основною причиною прискореної міграції цезію-137 харчовими ланцюгами є низький вміст у ґрунтах Полісся слюдистих мінералів, здатних фіксувати радіоізотопи.

2. Встановлено, що основним фактором дозоутворення є дози внутрішнього опромінення, а їх формування обумовлено надходженням радіонуклідів в організм людини за біологічним ланцюгом ґрунт – рослина – людина, чи ґрунт – рослина – тварина – людина.

3.. Дози внутрішнього опромінення формуються в основному за рахунок ^{137}Cs , і динаміка його вмісту у сумарному раціоні харчування населення на забруднених територіях визначає динаміку доз опромінення. Перевищень ^{90}Sr в продуктах харчування та воді на території області зареєстровано не було.

4. Доведено, що основним дозоутворюючим фактором на даний час є вживання в харчування “дарів лісу” (грибів та ягід дикоростучих), молока приватного сектору, в якому за результатами досліджень, вміст радіонуклідів значно перевищує допустимі нормативи.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гігієна населених місць, випуск-57 МОЗ України, К.-2011.
2. Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии: Сборник 5 /Руков. И.А.Лихтарев.– Киев: МЗ Украины, 1995.– 312 с.
3. Звітні форми -1 Рівненської обласної санепідстанції.
4. Гігієна населених місць, випуск-58 МОЗ України, К.-2011.

Наукове видання

“РАДІОЕКОЛОГІЯ-2014”

Матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю
м. Київ, 24–26 квітня 2014 року

Матеріали подаються в авторській редакції.

Відповідальний редактор: Фещенко В.П.

Комп'ютерне оформлення: Гуреля В.В.

Програмний комітет:

Фещенко Володимир Петрович

Рашидов Намік Мамедович

Ширяев Володимир Миколайович

Мазур Ганна Михайлівна

Гуреля Віталій Вікторович

Скорбильна Олена Олегівна

Надруковано з оригінал-макета авторів

Підписано до друку 17.04.14. Формат 60х90/8. Папір офсетний.

Гарнітура Times New Roman. Друк різнографічний.

Ум. друк, арк. 27.0. Обл. вид. арк. 18.1. Наклад 300. Зам. 87.

Видавець і виготовлювач

Видавництво Житомирського державного університету імені Івана Франка

м. Житомир, вул. Велика Бердичівська, 40

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:

серія ЖТ №10 від 07.12.04 р.

електронна пошта (E-mail): zu@zu.edu.ua