

<https://doi.org/10.15407/frg2021.03.216>

УДК 633.11:575.224.4

ГЕНЕТИЧНІ НАСЛІДКИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ: 35 РОКІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

В.В. МОРГУН, Р.А. ЯКИМЧУК

*Інститут фізіології рослин і генетики Національної академії наук України
03022 Київ, вул. Васильківська, 31/17
e-mail: peoplenature16@gmail.com*

Зростання радіаційного фону навколишнього середовища внаслідок видобування та застосування природних і штучних радіонуклідів, ядерних аварій спричинює зміни генофонду рослин і тварин, а також тяжкі генетичні й соматичні порушення в організмі людини. Аварія на Чорнобильській АЕС — найбільша в історії атомної енергетики, не має аналогів за кількістю радіонуклідів, що потрапили в навколишнє середовище, площею радіоактивного забруднення та тяжкістю біологічних наслідків. Генетичні ефекти, індуковані забрудненням навколишнього середовища аварійними радіоактивними викидами, виявляються загибеллю організмів, зростанням частоти мутацій, ефектами геномної нестабільності у популяціях, адаптивними реакціями, зменшенням чисельності особин окремих видів, зміною напряму природного добору в бік примітивніших форм, порушенням співвідношення статей, активізацією епігенетичних механізмів. З перших днів Чорнобильської аварії і дотепер у відділі генетичного поліпшення рослин Інституту фізіології рослин і генетики НАН України проводяться унікальні дослідження з вивчення мутаційної мінливості пшениці (*Triticum aestivum* L.) за пролонгованої та хронічної дії радіонуклідних забруднень ґрунту і водою зони відчуження ЧАЕС. Незважаючи на істотне поліпшення радіоекологічної ситуації через 35 років після аварії на ЧАЕС дослідження останніх років доводять, що в ближній зоні відчуження в живих організмів зберігається високий рівень хромосомних аберацій і видимих мутацій. Відмічено відсутність прямої залежності між частотою хромосомних аберацій та щільністю забруднення ґрунту радіонуклідами. Високий рівень мутаційної мінливості, індукований радіонуклідним забрудненням зони відчуження ЧАЕС, свідчить про доцільність використання показників його мутагенної активності при встановленні науково обґрунтованих допустимих нормативів вмісту в ґрунті радіаційних чинників техногенного походження. Аналіз даних літератури та власні багаторічні дослідження вказують на зростаючі об'єми радіонуклідних забруднень та розширення меж територій з підвищеним радіаційним фоном, що становлять небезпеку для всього живого. Систематичне проведення генетичного моніторингу відповідних територій має стати обов'язковою складовою науково обґрунтованого розміщення сортових посівів культурних рослин, будівництва житлових, промислових і тваринницьких приміщень з метою захисту здоров'я населення, рослинного і тваринного світу.

Ключові слова: зона відчуження, радіонуклідне забруднення, іонізувальне опромінення, генетичні наслідки, хромосомні аберації, мутаційна мінливість.

Цитування: Моргун В.В., Якимчук Р.А. Генетичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 35 років досліджень. *Фізіологія рослин і генетика*. 2021. 53, № 3. С. 216—239. <https://doi.org/10.15407/frg2021.03.216>

Одним із найвагоміших мутагенних чинників природного середовища існування живих організмів є іонізуювальне випромінювання. Це відомий мутаген, здатний викликати низку змін геному включно з хромосомними абераціями, порушенням сегрегації хромосом і мутацією генів. І хоча в усіх живих організмів еволюційно сформувались адекватні біосистеми радіозахисту для адаптації до природного радіаційного фону, його підвищення спричинює незворотні зміни генофонду рослин і тварин, а також тяжкі генетичні й соматичні порушення в організмі людини [1]. За останні 60 років зростання радіаційного фону пов'язане з цивільним і військовим використанням ядерної енергії, накопиченням відходів видобування, виробництва та застосування природних і штучних радіонуклідів. У багатьох країнах світу високі сумарні дози опромінення населення значною мірою пов'язані з наслідками ядерних аварій [2]. Низка техногенних катастроф, що трапилися в минулому столітті на атомних електростанціях (АЕС) Три-Майл-Айленд і Сакстон (США, 1971, 1979), Сен-Лоран-дез-О (Франція, 1969, 1980), виробничому об'єднанні «Маяк» (Росія, 1957), реакторі заводу з переробки ядерного палива в м. Уіндскейл (Велика Британія, 1957), у Національній лабораторії Лос-Аламоса (США, 1961), радіаційний інцидент у м. Гойяні (Бразилія, 1987) [3] були трагічними уроками для людства, що засвідчили раптовий кінець міфу про «безпечну ядерну енергію». 26 квітня 1986 р. сталася аварія на Чорнобильській АЕС — найбільша в історії атомної енергетики, яка не має аналогів за кількістю радіонуклідів, що потрапили в навколишнє середовище, площею радіоактивного забруднення та тяжкістю біологічних наслідків. До сьогодні серед науковців немає єдиної думки про обсяги радіоактивних матеріалів, що були викинуті під час вибуху реактора. Їх оцінюють у широких межах — від 3,5 до 95 % реальної кількості радіоактивних матеріалів [4]. Близько 200 тис. км² європейської території було забруднено ¹³⁷Cs зі щільністю понад 37 кБк/м². Більш як 70 % цих територій належить трьом найбільш постраждалим державам: Україні (18 %), Білорусі (23 %) та Росії (30 %). Газоподібні радіонукліди і конденсовані часточки розміром менш як 1 мкм поширювались на тисячі кілометрів від ЧАЕС. У лісових насадженнях 10-кілометрової зони щільність забруднення в 1986—1987 рр. досягала: ¹⁴⁴Ce і ¹⁰⁶Ru — до 37 МБк/м², ⁹⁰Sr — до 7,4, ¹³⁷Cs — до 18,5, ¹³⁴Cs — до 9,5, а сумарна поверхнева активність β-випромінюючих радіонуклідів — до 111 МБк/м² [5].

Відповідно до нормативно-правових актів у 1986—1991 рр. у зв'язку з радіонуклідним забрудненням було виведено з використання в Білорусі 264 тис. га, в Україні — 158,3 тис. га, в Росії — 17,1 тис. га сільськогосподарських угідь. До різних зон радіоактивного забруднення віднесено 53,5 тис. км² території України, 48 тис. км² Білорусі і близько 65 тис. км² території Росії. На сьогодні на території України залишаються забрудненими 3,8 млн га, з яких 1,2 млн га сільськогосподарських угідь зі щільністю забруднення ¹³⁷Cs понад 40 кБк/м² [5].

У зонах найбільшого радіонуклідного забруднення, спричиненого Чорнобильською катастрофою, проживає близько 6 млн людей, з яких 2,5 млн — мешканці України. Зазнали впливу підвищених доз

опромінення приблизно 600 млн людей в інших частинах Європи [4, 6]. Припинено експлуатацію сотень промислових і сільськогосподарських об'єктів, у небезпечній зоні, за різними даними, опинилось 1614—2161 населених пунктів [7], із яких було евакуйовано 346 тис. осіб. У ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи брали участь 830 тис. ліквідаторів, з яких до 2005 р. померло 112—125 тис. осіб [8]. Скорочення забрудненої території внаслідок міграційних процесів ^{137}Cs менш значуще порівняно з радіоактивним розпадом. Результати тривалих спостережень за темпами скорочення площ, забруднених зі щільністю понад 37 кБк/м^2 , унаслідок фізичного розпаду радіонуклідів вказують на доволі істотні відмінності між країнами та передбачають у віддаленій перспективі до 2046 р. їх зменшення в 2,4—7,0 разів [5]. Забруднення цезієм і стронцієм становитиме небезпеку протягом кількох сотень років, а плутонієм та америцієм — тисячоліття [3].

Території, на які осіла переважна більшість радіоактивних опадів із підвищеним питомим вмістом трансуранових елементів, віднесені до зон відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення (ЗВіБ(О)В). Їх площа становить близько 2600 км^2 . Запаси основних радіологічно значущих радіонуклідів у компонентах її наземних екосистем сягають: ^{137}Cs — близько 5,5 ПБк, ^{90}Sr — близько 2,5, трансуранових елементів — близько 0,1 ПБк [3]. Майже 200 т високо-радіоактивного матеріалу залишається в зруйнованому реакторі ЧАЕС, що продовжує створювати подальшу екологічну небезпеку для довкілля. Встановлення у 2017 р. конфайменту над об'єктом «Укриття» обмежило поширення радіоактивних елементів і створило умови для вилучення з дна корпусу реактора та подальшої утилізації паливовмісних матеріалів [9]. І хоча за 35 років, що минули з часу аварії на Чорнобильській АЕС, природні процеси, а також контрзаходи, спрямовані на зменшення радіонуклідного забруднення довкілля, сприяли істотному поліпшенню радіологічної ситуації [6, 10], територія ЗВіБ(О)В продовжує зберігати за собою статус «забрудненої» та використовується як унікальна модельна система для проведення вкрай необхідного радіологічного дослідження біологічних систем на різних рівнях організації популяційно-генетичних перетворень, зумовлених зміною напряму й інтенсивності природного добору [10].

Найбільша в XXI ст. ядерна аварія на атомній станції Фукусіма Дай-Ічі (Японія, 2011), яка відповідає критеріям катастрофи найвищого рівня, продемонструвала, наскільки мало людство засвоїло уроки Чорнобиля [4, 11]. Вона в черговий раз довела непередбачуваність масштабів і трагічність ядерних катастроф, наявність у розпорядженні людини вузького спектра чинників контролю їхніх наслідків, зокрема й генетичних, які виявляються в загибелі організмів, зростанні частоти мутацій та ефектів геномної нестабільності у популяціях, адаптивних реакціях, зменшенні чисельності особин окремих видів, зміні напряму природного добору в бік примітивніших форм, порушенні співвідношення статей, активізації епігенетичних механізмів тощо [12, 13].

При аналізі генетичних наслідків аварії на ЧАЕС виділяють три періоди з різними радіаційними ефектами. Перший період гострого

радіаційного впливу тривав близько 20—30 діб, був пов'язаний з утворенням великої кількості короткоіснуючих радіонуклідів (^{99}Mo , $^{132}\text{Te/I}$, ^{133}Xe , ^{131}I , $^{140}\text{Ba/La}$) і чинив виражену дію на біоту включно зі смертністю чутливіших видів. Генетичні наслідки радіаційного впливу в основному були зумовлені γ -опроміненням від осілих радіоактивних ізотопів та β -випромінюванням депонованих радіонуклідів. Другий період тривав протягом наступних трьох місяців після аварії та був пов'язаний із міграцією довгоіснуючих радіонуклідів до різних компонентів навколишнього середовища. За цей час рослини і тварини отримали близько 80 % загальної дози опромінення, а радіаційні ураження, яких вони зазнали, більш як на 90 % були спричинені β -випромінюванням. Триваючий до сьогодні третій період розпочався приблизно через один рік після аварії. Він пов'язаний з хронічним впливом опромінення, спричиненого переважно забрудненням навколишнього середовища ^{137}Cs в дозах, що становили 1 % початкових значень [5, 10].

Фаза гострого опромінення у високих дозах зумовила незворотні генетичні ефекти, що виявлялися у скороченні чи повному зникненні популяцій менш радіорезистентних видів організмів, загибелі клітин меристеми вегетуючих пагонів рослин, стерильності особин, елімінації ембріонів і мертвонародженні. Аварія наприкінці квітня посилила згубні наслідки радіоактивних випадінь, оскільки вона збіглася з періодом пришвидшеного зростання і розмноження рослин [10]. На прилеглій до реактора території загинула основна маса соснового лісу на площі близько 100 га [10, 14]. У 5-кілометровій зоні зруйнованого реактора частина чоловічих і жіночих сержок у берези мала розгалужену і скручену форму, виявлено некроз пиляків. Краї листків цих дерев набули яскраво-жовтого забарвлення [14]. В озимій пшениці (*Triticum aestivum* L.) з'явилися точкові некрози на листках, зів'ялість їхніх верхівок, загальмувались фотосинтез, транспірація та синтез метаболітів. Кількість насінин у колосі зменшилася, стерильність досягала 25 %. Частота різних аномалій у рослин перевищувала 40 %, частина з яких успадковувалась у наступних поколіннях [10]. Часткову стерильність і зниження врожайності на 50 % виявлено також в озимого жита [14]. Зростали рівні тяжких мутацій у рослин скереди покривельної (*Crepis tectorum* L.), деревію звичайного (*Achillea millefolium* L.), горошку мишачого (*Vicia cracca* L.). Серед видимих змін помічено порушення галузження стебел і порядку розміщення листків, нетипові колір і розмір листків і квітів, гігантизм особин окремих видів, розвиток «відьмових мітелок» у дерев сосни. Масові морфологічні аномалії виявлялися відсутністю апікального домінування, порушенням геотропізму, безхлорофільними химерами, зміною форми і кількості глиці в пучку, порядку закладання та кількості щорічних пагонів. Морфологічно аномальна глиця відрізнялась від контрольної за складом загальних та індивідуальних білків, організацією геному, особливостями його експресії й каріотипу [14]. Нехарактерні пухлинні утворення спостерігали в нечуйвітру постінного (*Hieracium murorum* L.) та зонтичного (*Hieracium canadense* L.), осоту польового (*Cirsium*

arvensis L.), малини червоної (*Rubus idaeus* L.), ожини звичайної (*Rubus caesius* L.) [15, 16].

Унаслідок радіаційного впливу пригнічувався розвиток і знижувалась репродуктивна здатність радіочутливих видів, що зменшувало біорізноманіття й порушувало структуру фітоценозу в цілому. Поблизу с. Янів 30-кілометрової зони відчуження ЧАЕС щільність трав'янистого покриву скоротилась із 740 до 310 екземплярів на 1 м² в міру зростання потужності експозиційної дози гамма-випромінювання з 50 до 3500 мР/год. При цьому кількість радіочутливих видів скорочувалася із зростанням дози, а радіостійких — зростала через ослаблення міжвидової конкуренції [15]. Зменшення чисельності особин спостерігали і в популяціях тварин. Протягом двох місяців після аварії кількість безхребетних у підстилці лісів у ближній зоні ЧАЕС скоротилася в 30 разів [17], дрібних гризунів — у 2–10 разів [18].

Зменшення чисельності популяцій на радіаційно забруднених територіях супроводжувалося так званою генетичною ерозією, яка виявлялася у втраті низки генотипів і подальшій коеволюції багатьох видів організмів [13, 19]. Аналіз ізоферментного поліморфізму в популяціях сосни звичайної за низкою локусів продемонстрував гаметичний добір проти домінуючих алелів унаслідок порушення їх сегрегації в гетерозиготних особин. Виявлений добір був однолокусним і призводив до зміни генетичної структури насінневого потомства [20]. У популяціях арабідопсису, які зростали на ділянках із високим рівнем радіоактивного забруднення, генетична різноманітність знижувалася з часом, а насіння із цих популяцій мало підвищену стійкість до додаткових доз гамма-опромінення [19]. Порівняння спектрів мутацій у трьох видів полівок, які були вилучені в 30-кілометровій зоні ЧАЕС, показало, що еволюційно наймолодший вид — полівка звичайна (*Microtus arvalis* Pallas) — мала підвищену частоту анеуплоїдних клітин. У клітинах еволюційно найстарішого виду — полівки-економки (*Microtus oeconomus* Pallas) — виявлено підвищену стабільність хромосомного апарату [21]. За результатами експерименту з великою рогатою худобою на базі господарства «Новошпелелічі», де забруднення сягало 200 Ки/км², у потомства виявлено елімінацію особин, які були носіями генотипів, типових для високоспеціалізованої батьківської голштинської породи, та зміщення генетичної структури в бік примітивнішої, але стійкішої до несприятливих умов предкової сірої української породи. Потомство успадковувало від корів переважно лише один варіант гена трансферину з трьох можливих, причому цей варіант зазвичай характерний для примітивних, але водночас і стійкіших до несприятливих умов репродукції порід [22].

Новий вияв ознаки, яка забезпечує пристосованість її носіїв до змінених умов навколишнього середовища, може виникати в момент впливу чинника середовища і включатися в генотип популяції. Успадкування таких адаптивних ознак підвищує пристосованість особин і тому відразу включається в адаптивний потенціал виду. Отже, головні генетичні наслідки катастрофи на Чорнобильській АЕС по-

лягають не у збільшенні кількості мутантних організмів, а в тому, що частина алелів генів зникає з їх відтворення внаслідок селекції проти радіочутливих особин. Більш пристосованими до нових умов усередині виду виявилися найменш спеціалізовані представники, найпримітивніші внутрішньовидові форми. Змінені швидкість і напрям еволюції можуть порушувати рівновагу біоти не лише в екосистемах, що зазнали впливу високих доз опромінення, а й у прилеглих районах, до яких мутантні особини можуть мігрувати.

Наслідки радіаційного ураження часто визначалися впливом опромінення на репродуктивні органи рослин. Часткова і повна стерильність спостерігалась за отриманої в перший місяць дози 40 Гр у вики звичайної (*Vicia sativa* L.) й за дози 10 Гр у кульбаби лікарської (*Taraxacum officinale* Wigg.) та арабідопсису Таля (*Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh.) [14]. Боби горошку мишачого переважно включали 1–2 насінини, а частка повністю стерильних плодів досягала 7 %, що вдвічі перевищувало контрольні показники [15]. Високі дози опромінення, які отримали мальки білого товстолоба у водоймі-охолоднику, спричинили в 5,6 % особин повну стерильність і в 15,4 % особин — часткову [23].

Мінливість білатеральних ознак є показником інтенсивності впливу навколишнього середовища на стан популяції. Рівень флуктуючої асиметрії кількості променів у грудних плавцях молоді судака 1986 р. у водоймі-охолоднику був у 30 разів вищий, ніж у контрольному варіанті [14].

У зоні відчуження ЧАЕС кількість самців жуків-оленів із асиметрією була значно більшою, ніж жуків із контрольних територій. За морфологічними ознаками виявлено асиметрію у вивчених чотирьох видів рослин, чотирьох видів комах, двох видів риб, одного виду земноводних, одного виду птахів і трьох видів ссавців [10]. Німецькі дослідники описали дивовижних асиметричних жуків і мишей, знайдених на схилах Альп, де чорнобильські опади були досить рясними [24]. Серед дерев'янистої рослинності, що зростала в зоні ЧАЕС, за показником асиметрії листкових пластинок особливо чутливим виявився бузок звичайний (*Syringa vulgaris* L.) [25]. Встановлено, що висока частота таких морфозів, насамперед аномалій і пошкоджень листків, великою мірою залежить від потужності опромінення та генотипу і передбачає появу значної кількості генетично змінених форм у наступних поколіннях [26].

У результаті Чорнобильської аварії багато населення зазнало критично високого рівня радіаційного ураження. Уже в перші роки після ядерної катастрофи в Україні, Білорусі, низці країн Центральної та Східної Європи зафіксовано зростання перинатальної смертності, реєструвалися вади розвитку та аберації хромосом у новонароджених. Найвищий рівень вад розвитку дітей ліквідаторів був у 1987–1988 рр. і становив 117 випадків на 1000 новонароджених. Учені з Хайфського університету виявили, що діти ліквідаторів мали у 7 разів більше генетичних мутацій, ніж їхні брати і сестри, народжені до Чорнобильської аварії. Хоча ці мутації не обов'язково були пов'язані з хворобою, таке накопичення є показником ефекту трансгенерації.

Численні дослідження останніх років демонструють зростання рівня захворюваності на рак серед ліквідаторів наслідків Чорнобильської катастрофи. В основному ця хвороба уражує щитоподібну залозу, нирки і сечовий міхур. Виявлено вищий ризик лейкемії та неходжкінської лімфоми [4, 27]. У російських ліквідаторів, опромінених дозою понад 150 мГр, у період 1986—1996 рр. виявлено дворазове збільшення числа випадків лейкемії [28]. Із наслідками впливу іонізуючого опромінення пов'язують зростання кількості злоякісних новоутворень у населення Західної Європи. Реєстр дитячих онкологічних захворювань у Майнці (Німеччина) вказує на наявність у районах з інтенсивнішим радіонуклідним забрудненням, спричиненим Чорнобильською аварією, статистично достовірного збільшення кількості випадків рідкісної дитячої пухлини — нейробластоми. Пов'язують це з можливістю радіаційного ушкодження статевих клітин їхніх батьків, які проживали на території з підвищеною питомою активністю радіонуклідів. У Західній Німеччині після аварії на ЧАЕС у дітей віком до одного року в 1,5 раза зросла захворюваність на лейкоз. У дітей Греції, які в момент ядерної катастрофи були опромінені внутрішньоутробно, лейкемія розвивалась в 2,6 раза частіше, ніж у дітей, народжених раніше або через певний період часу після катастрофи. Зростання на 37 % випадків лейкемії у дітей Шотландії в 1987 р. та підвищення частоти дитячого лейкозу в Румунії також пов'язують з наслідками Чорнобильської аварії. До 1996 р. виявлено 849 надмірних випадків раку в районі радіоактивних випадінь на півночі Швеції [29].

Вважають, що переконливих доказів зростання захворюваності на лейкемію і рак (крім раку щитоподібної залози, що було визнано МАГАТЕ лише в 1996 р.) мешканців трьох найбільш постраждалих держав, викликаной саме наслідками аварії на ЧАЕС, немає. Оскільки більшість ракових пухлин характеризується тривалим латентним періодом, можливо занадто рано оцінювати остаточні наслідки впливу аварії на здоров'я населення.

Численні дослідження, проведені в Україні, Білорусі та Росії, свідчать, що іонізуювальне випромінювання значно пришвидшує процеси старіння. На думку українських учених, це можна використати для створення моделі з вивчення механізмів нормального процесу старіння [30]. Дослідження здоров'я ліквідаторів з України, Білорусі та Росії показали, що хвороби у них розвивалися на 10—15 років раніше, ніж зазвичай можна було очікувати за нормального старіння [31].

Маловивченою частиною мутагенезу залишається явище мутагенної післядії, коли після обробки вихідного клітинного покоління мутації продовжують виникати протягом тривалого часу в межах одного клітинного циклу або навіть після низки синтезів ДНК [32]. Проблема віддалених наслідків Чорнобильської катастрофи значною мірою зводиться до розуміння суті ефектів і механізмів дії радіації в малих дозах. Пошкодження у віддалені строки після опромінення можна розглядати і як нестабільність ДНК, що здатна посилюватись протягом тривалого періоду після закінчення опромінення. У зв'язку з цим варто вивчати не лише пряму індукцію генетичних пошкоджень, а й ослаблення механізмів їх репарації чи елімінації, що може

призводити до індукції підвищеної кількості аберацій хромосом у наступних поколіннях [33].

Після аварії на Чорнобильській АЕС проведено низку досліджень з оцінювання генетичних ефектів радіаційного впливу як на людину, так і на тваринні й рослинні об'єкти. Багато живих організмів має швидшу зміну поколінь, ніж людина, а генетичні ефекти в них можна легко спостерігати й досліджувати як *in vitro*, так і *in vivo*, тому біота є важливим об'єктом аналізу наслідків ядерної катастрофи. Реакція рослин чи тварин на опромінення залежить від отриманої дози та радіочутливості організму. Внаслідок специфічних особливостей використання середовища існування рослини і тварини, які населяють радіаційно забруднені райони, можуть отримувати істотно вищі дози опромінення, ніж люди, що проживають на тій самій території [4, 10]. Тому робити прямі висновки про наслідки впливу іонізуючого випромінювання на людину за результатами досліджень на рослинах і тваринах некоректно, однак результати досліджень потрібно враховувати, зокрема й при вивченні питань генетичних і трансгенераційних ефектів радіації.

Роль рослин як об'єктів генетичних досліджень не можна недооцінювати, оскільки саме завдяки їм було встановлено закони генетики й цитогенетики. Ще більше зростає їх роль при перевірці чинників довкілля на генотоксичність. І хоча переважна більшість видів рослин виявляє доволі високу радіостійкість, усе ж серед них є родини, наприклад соснові, лілійні, бобові, для представників яких напівлетальні дози сумірні з напівлетальними дозами, характерними для ссавців, і становлять 2–7 Гр [34, 35]. Радіочутливість хвойних нижча за радіочутливість людини всього в 1,5 раза [36]. Рослини адекватно відображають стан екосистеми і вплив різних антропогенних забруднень, у тому числі й радіації, на всі живі об'єкти. Вони є первинними ланками трофічних ланцюгів, відіграють основну роль у поглинанні різноманітних забруднювачів і постійно потерпають від їх впливу внаслідок закріплення на субстраті [37].

У зв'язку з радіонуклідною аномалією, що склалася після аварії на ЧАЕС, можна виділити низку актуальних аспектів дослідження радіаційних навантажень на критичні структури рослинної клітини [38]: захист рослинного генофонду, прогноз інтенсивності мутагенезу в умовах підвищеного радіоактивного забруднення, пошук шляхів цілеспрямованої модифікації радіаційних ефектів за хронічної дії інкорпорованих у рослинних тканинах радіонуклідів, керування процесами накопичення нуклідів у рослинах, отримання широкого спектра вихідних форм для селекційного процесу, розробка тест-систем біоіндикації радіонуклідного забруднення, визначення внеску зовнішнього і внутрішнього опромінення у формування радіобіологічних ефектів у рослинних системах, оцінювання ефектів при радіонуклідній індикації в біологічних процесах.

Для скринінгу мутацій доступні різні методи, що вивчають процеси в соматичних рослинних клітинах. Вони варіюють від аналізу частоти аберацій хромосом та аналізу утворення мікроядер до більш передових методів, таких як вимірювання частоти мутацій у повто-

риваних послідовностях ДНК, використання репортерних генів у трансгенних рослинах для відстежування мутацій, гомологічних показників рекомбінації та стабільності геному [39]. Розрахунки, виконані на основі вивчення наслідків опромінення, показали, що ймовірність виявлення аберацій хромосом у 10^3 – 10^4 разів вища, за ймовірність виявлення мутації окремого локусу, а оцінка мутаційного процесу за допомогою цитогенетичного аналізу дає результати, зіставні з результатами, отриманими методом електрофоретичного аналізу ізоферментів [40].

Чорнобильська аварія визнана «сільською», що пов'язано з такими чинниками: регіон аварії належить до зони інтенсивного сільськогосподарського виробництва, де аграрний сектор є одним із провідних в економіці; основні забруднені території — це землі сільськогосподарського призначення; вживання сільськогосподарської продукції є одним із першочергових джерел додаткового опромінення населення; основний контингент населення — це люди, які мешкають у сільській місцевості, зі своєрідним типом харчування; дози як зовнішнього, так і внутрішнього опромінення сільських жителів у регіоні аварії в 1,3–4,0 рази вищі, ніж у міського населення [5]. Серед сільськогосподарських культур, що зростали в межах ЗВіЗБ(О)В і займали великі посівні площі, були хлібні злаки — пшениця м'яка озима (*Triticum aestivum* L.) та жито посівне (*Secale cereale* L.). Із перших місяців після аварії вони стали одними з найпоширеніших рослинних об'єктів досліджень генетичних наслідків Чорнобильської катастрофи і залишаються актуальними й донині.

Одні з перших унікальних досліджень із вивчення генетичної загрози аварії на Чорнобильській АЕС виконали академік НАН України В.В. Моргун та співробітники відділу генетичного поліпшення рослин Інституту фізіології рослин і генетики НАН України. З цією метою з 1986 р. вивчено 14 тис. родин 9 сортів озимої пшениці, вивезених у рік аварії з районів, прилеглих до ЧАЕС і постраждалих унаслідок катастрофи [7, 41]. Із 38 дослідних зразків озимої пшениці 20 зразків насіння (52,6 %) було відібрано в Чорнобильському й прилеглих до нього районах Київської та Чернігівської областей. Вірогідне збільшення кількості клітин із хромосомними порушеннями виявлено в 7 із 38 вивчених форм, відібраних у населених пунктах Чорнобильського, Вишгородського і Бородянського районів Київської обл. та Козелецького р-ну Чернігівської обл. Максимальний рівень хромосомних порушень, що в 32,3 рази перевищував спонтанний, спостерігали у зразках сорту Киянка, зібраних поблизу с. Корогод Чорнобильського р-ну Київської обл. Отримані дані щодо підвищення частоти хромосомних перебудов (у 2,7–32,3 рази) в результаті радіонуклідних забруднень стали сигналом того, що аварія на ЧАЕС створила серйозну генетичну загрозу для великої географічної зони (таблиця).

З метою продовження досліджень із вивчення впливу радіонуклідних забруднень на мутаційну мінливість озимої пшениці в ближній зоні ЧАЕС через 7 років після аварії були вирощені рослини, в яких вивчено проходження мейозу. Виявлено, що частота хромо-

ГЕНЕТИЧНІ НАСЛІДКИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

Частота анателофазних хромосомних аберацій у клітинах кореневої меристеми сортів озимої пшениці за умов пролонгованого впливу радіонуклідів зони відчуження ЧАЕС (1986–2011 рр.)

Рік дослідження	Місце відбору зразків	Питома радіоактивність за ^{137}Cs , Бк/кг	Число вивчених анателофаз мітозів, шт.	Мітози з порушеннями і хромосомними абераціями		Відношення фрагменти/мости	
				шт.	%		
1986	Спонтанна мінімальність (контроль)	370,0	5267	16	0,30±0,08*	1,5	
	Сорт Киянка						
	Чорнобильський р-н, с. Копачі	10580,8	653	5	0,77±0,34	0,7	
	с. Горностайпіль	6030,3	842	52	6,18±0,84**	1,5	
	с. Корогод	—	402	39	9,70±1,48**	—	
	Бородянський р-н, смт Бородянка	1997,8	1028	12	2,33±0,47**	4,0	
	Сорт Поліська 70						
	Чорнобильський р-н., с. Корогод	3255,6	931	11	1,18 ± 0,35**	2,3	
	Сорт Миронівська 808						
	с. Стечанка	259,0	976	8	0,82±0,29**	0,5	
1998	Сорт Донецька 48						
	смт Глеваха (контроль)	290,0	1902	4	0,21±0,15	1,0	
	с. Копачі	15600,0	1112	16	1,44±0,36**	1,1	
	с. Чистогалівка	32310,0	1224	15	1,22±0,31**	1,8	
	Сорт Одеська 161						
	смт Глеваха (контроль)	290,0	1006	3	0,29±0,17	—	
2004	с. Чистогалівка	32310,0	1039	16	1,54±0,38**	0,8	
	Сорт Альбатрос одеський						
	смт Глеваха (контроль)	290,0	1143	4	0,35±0,24	—	
	ПЗРВ «Підлісний» № 1	60540,0	1040	13	1,25±0,30**	3,7	
	ПЗРВ «Підлісний» № 2	43070,0	1016	19	1,87±0,32**	0,4	
	ПЗРВ «Буряківка»	4800,0	1226	26	2,12±0,48**	0,2	
	Сорт Донецька 48						
	смт Глеваха (контроль)	290,0	1071	6	0,56±0,32	—	
	ПЗРВ «Підлісний» № 1	60540,0	1295	18	1,39±0,29	1,5	
	ПЗРВ «Підлісний» № 2	43070,0	1096	16	1,46±0,29**	2,0	
ПЗРВ «Буряківка»	4800,0	1114	18	1,62±0,43**	—		

Закінчення таблиці

Рік дослідження	Місце відбору зразків	Питома радіоактивність за ^{137}Cs , Бк/кг	Число вивчених анафаз мітозів, шт.	Мітози з порушеннями і хромосомними абераціями		Відношення фрагменти/мости	
				шт.	%		
Сорт Альбатрос одеський							
2006	сmt Глеваха (контроль)	—	997	5	0,49±0,22	1,0	
	ПЗРВ «Підлісний» № 1	—	1005	19	1,89±0,43**	0,6	
	ПЗРВ «Підлісний» № 2	—	1164	17	1,46±0,37**	2,8	
	ПЗРВ «Буряківка»	—	1078	22	2,04 ± 0,44**	4,0	
	Сорт Донецька 48						
	сmt Глеваха (контроль)	—	1017	6	0,59±0,24	2,0	
	ПЗРВ «Підлісний» № 1	—	1111	15	1,35±0,35	2,4	
	ПЗРВ «Підлісний» № 2	—	1039	16	1,54±0,38**	0,3	
ПЗРВ «Буряківка»	—	1161	13	1,12±0,32	1,8		
Сорт Альбатрос одеський							
2011	сmt Глеваха (контроль)	290,0	1063	4	0,38±0,12	0,3	
	с. Копачі	3557,0	1084	8	0,74±0,26	0,8	
	с. Чистогалівка	7013	1038	30	2,89±0,52**	0,7	
	с. Янів	28000	1218	32	2,63±0,46**	0,5	
	Сорт Зимоярка						
	сmt Глеваха (контроль)	290,0	1006	4	0,40±0,20	1,0	
	с. Копачі	3557,0	1053	15	1,43±0,37**	1,3	
	с. Чистогалівка	7013	1257	18	1,43±0,34**	1,3	
с. Янів	28000	1265	28	2,21±0,41**	1,3		

Примітка. ПЗРВ — пункт захоронення радіоактивних відходів.

* Середній спонтанний рівень хромосомних порушень, визначений на трьох сортах озимої пшениці в 1983—1985 рр.

** Різниця відносно контролю статистично достовірна за $p \leq 0,05$.

сомних порушень перевищувала контрольні показники під час анафази I в 2,5—2,9 раза, під час анафази II — у 6,4 раза. Більшість порушень хромосом, що спостерігались під час анафаз I і II — хромосомні мости, решта — поодинокі фрагменти хроматидного типу. В тетрадах виявили переважно мікроядра, в окремих випадках — тріади і пентади. Встановлено, що в мейозі рослин озимої пшениці частота появи хромосомних порушень залежала від рівня радіоактивності й генотипу сорту.

Вивчення мутаційної мінливості озимої пшениці на хромосомному рівні було продовжене через 13 років після аварії на ЧАЕС. Рослини від фази сходів до повного дозрівання знаходились під постійним впливом хронічного опромінення радіоактивних викидів, а створюваний ними радіаційний фон перевищував контрольний рівень (смт Глеваха Васильківського р-ну Київської обл.) майже у 112 разів. Цитогенетичним аналізом меристематичних клітин первинних корінців виявлено підвищення спонтанного рівня хромосомних порушень у 5,3—6,9 раза. Серед хромосомних аберацій переважно траплялись ацентричні фрагменти малих розмірів і дицентричні мости. Співвідношення фрагментів і мостів знаходилося у межах 0,8—1,0, що свідчило про їх виникнення в результаті радіаційного впливу [42]. Унаслідок порушень мітозу фіксували також хромосоми, що відстають, та ацентричні кільця. Їх поява в соматичних клітинах є визначним виявом мутагенного впливу.

У результаті досліджень генетичних наслідків пролонгованого впливу іонізуючого випромінювання на ділянках із різною щільністю забруднення через 18 років після аварії на ЧАЕС виявлено зростання частоти хромосомних перебудов у клітинах меристеми проростків озимої пшениці в 2,5—6,1 раза. Серед типів порушень переважну більшість становили парні фрагменти, мости і хромосоми, що відстають. За допомогою аналізу частоти і спектра хромосомних аберацій встановлено відсутність прямих залежностей між питомою радіоактивністю ґрунту, тривалістю експозиції та частотою хромосомних порушень. Більш того, радіаційне забруднення території ближньої зони ЧАЕС із найменшою питомою активністю ґрунту індукувало найбільшу кількість хромосомних порушень.

За пролонгованого впливу радіонуклідних забруднень ґрунту, зразки якого були відібрані на територіях зони відчуження ЧАЕС через 20 років після аварії, відмічено, як і в попередні роки, відсутність прямої залежності між частотою хромосомних аберацій та щільністю забруднення ґрунту радіонуклідами. Незважаючи на незначні експозиційні дози пролонгованого впливу радіоізотопів ґрунту, спонтанний рівень аберацій хромосом був перевищений у 1,8—6,1 раза. Серед типів хромосомних перебудов переважали парні фрагменти і хроматидні мости, частота появи яких не залежала від фонового радіаційного забруднення.

Значне зростання частоти порушень цілісності хромосом і аномалій мітозу, зумовлених радіонуклідним забрудненням ґрунту територій зони відчуження ЧАЕС, виявляли і через 25 років після катастрофи. Частота абераційних клітин залежно від сорту пшениці та щільності забруднення ґрунту перевищувала спонтанний їх рівень у 2,0—7,6 раза. Спектр типів порушень, як і в попередні роки досліджень, підтвердив радіаційний характер походження хромосомних розривів [43].

Згідно з результатами багаторічних досліджень, живі організми Чорнобильської зони відчуження, незважаючи на стабілізацію радіаційної обстановки, зазнають хронічного радіаційного тиску. Це спричинює появу низки генетичних порушень, у тому числі й хро-

мосомних, накопичення яких створює генетичний тягар для популяцій рослин і тварин.

Хоча у ЗВіЗБ(О)В є велика кількість водних систем, де підвищені дози опромінення зберігатимуться протягом багатьох років, у літературі описано лише поодинокі дослідження, пов'язані з генетичними наслідками їх впливу на біологічні системи. Інтенсивне радіонуклідне забруднення морського і прісноводного середовищ, спричинене аварією на АЕС Фукусіма Дай-Ічі, підкреслило важливість проведення ретельних досліджень генетичних наслідків опромінення біоти у водоймах Чорнобильської зони відчуження.

Забруднені території залишаються відкритим джерелом поширення радіонуклідів, які надходять з поверхневими й ґрунтовими водами в річкові системи і виносяться за межі ЗВіЗБ(О)В у Дніпро та його водосховища. Цитогенетичним аналізом виявлено підвищення в 1,8—2,7 раза рівня хромосомних перебудов унаслідок впливу на насіння пшениці рідких стоків талих вод із радіонуклідно забруднених територій заболоченого притерасного пониззя с. Чистогалівка. Оскільки з талими стоками і завислими в них часточками ґрунту радіонукліди можуть мігрувати до підніжжя схилів, у балки й заплави річок [44], з часом слід очікувати утворення нових плям підвищеного радіаційного забруднення та потрапляння під дію хронічного опромінення нових популяцій організмів.

Мутагенну активність радіонуклідних забруднень поверхневих водойм ЗВіЗБ(О)В вивчали через 30 років після аварії на ЧАЕС. Проби води відбирали з р. Прип'ять (м. Чорнобиль), р. Брагінка (дамба № 39), водойми-охолодника ЧАЕС поблизу берегової насосної станції, Семиходського затону, відвідного каналу № 3 ЧАЕС, оз. Глибоке, оз. Азбучин, сумарна питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr в яких становила відповідно 0,17 кБк/м³, 2,53; 2,11; 7,76; 91,99; 70,08; 52,88 кБк/м³. За контроль взято проби води і донних відкладів з умовно чистого оз. Голосіївське (м. Київ), сумарна питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr в якому становила 0,021 кБк/м³ [45]. Виявлено зростання частоти хромосомних аберацій і порушень мітозу в 1,6—4,2 раза. Найвищий рівень мутагенної активності характерний для зразків води, відібраних з водойми-охолодника ЧАЕС та Семиходського затону, де частота хромосомних аберацій у 2,8—4,2 раза перевищувала контрольні показники. Вплив зразків води з найвищою питоною активністю ^{137}Cs і ^{90}Sr відвідного каналу № 3 ЧАЕС, оз. Глибоке та оз. Азбучин на кореневу меристему проростків насіння пшениці не призвів до стрімкого зростання частоти абераційних клітин, що може бути пов'язано з увімкненням за певних умов ушкодження клітин індуцибельної репарації та цитопротекторних процесів, що підвищують радіорезистентність клітинної популяції [12]. Відсутність статистично достовірної різниці між частотою абераційних клітин кореневої меристеми пшениці, що зазнала пролонгованої дії іонізуючого випромінювання радіонуклідних забруднень водойм зони відчуження ЧАЕС (оз. Азбучин, р. Прип'ять, р. Брагінка), та контрольним рівнем вказує на наближення показників мутагенної активності окремих водотоків і водойм до спонтанного рівня. Однак наявна тенденція до

збільшення вдвічі частоти хромосомних аберацій порівняно з рівнем спонтанних цитогенетичних порушень може свідчити про наслідки опромінення меристематичних клітин і мутагенну небезпеку існуючих низьких потужностей радіонуклідних забруднень зазначених водойм і водотоків ближньої зони відчуження ЧАЕС.

В умовах впливу радіонуклідних забруднень піщаних субстратів донних відкладів водойм зони відчуження ЧАЕС — лівого і правого берегів Прип'ятського каналу МК-6 біля мосту, водойми-охолодника ЧАЕС поблизу берегової насосної станції, відвідних каналів № 1—3 ЧАЕС, сумарна питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr в яких становила відповідно 23,2 кБк/кг, 16,0; 26,7; 42,0; 45,0; 17,0 кБк/кг, частота хромосомних аберацій у клітинах кореневої меристеми пшениці м'якої озимої перевищувала спонтанні показники в 1,6—3,3 раза. Максимальну мутагенну активність іонізувального випромінювання, що в 3,1—3,3 раза перевищувала контрольні показники, виявлено за пророщування насіння на субстраті донних відкладів відвідного каналу № 2 ЧАЕС. У результаті аналізу цитогенетичних порушень у клітинах різних за генотипами зразків пшениці, індукованих радіонуклідами донних відкладів правого берега Прип'ятського каналу МК-6, встановлено неістотне зростання частоти хромосомних аберацій, однак її рівень перевищував контрольні показники вдвічі [46]. Це можна розглядати як наслідок ефекту подвоєної дози опромінення, що свідчить про можливу генетичну небезпеку радіаційних забруднень. Виявлену за впливу забруднень води і донних відкладів водойм зони відчуження ЧАЕС високу частоту клітин із комплексними хромосомними перебудовами вважають специфічним виявом біологічних наслідків впливу іонізувального опромінення. Спектр хромосомних аберацій розширювався за рахунок хромосомних кілець, які на рівні з парними фрагментами і мостами є маркерами радіаційного впливу. Невисока частота порушень мітотичного апарату дає підставу припустити наявність у воді та донних відкладах незначного вмісту анеугенів — речовин, що впливають на апарат поділу клітини.

Цитогенетичні дослідження в Чорнобильській зоні відчуження можна згрупувати на ті, що проводились протягом перших кількох років після аварії, з гострою дією опромінення, і ті, що проведені протягом наступних десятиліть, які характеризувалися хронічним впливом низьких доз опромінення. Радіаційне ураження сільськогосподарських рослин у 1986 р. за основними тестами було подібне до ефекту, індукованого гострим гамма-опроміненням у зіставних дозах [7, 14]. Більшість результатів ранніх досліджень чітко показала зростання мутаційного навантаження на рослини. Експериментальні дані останніх десятиліть виявились більш суперечливими [10]. Ранні цитогенетичні дослідження впливу радіонуклідних забруднень на зразки озимого жита й озимої пшениці врожаю 1986 р. продемонстрували дозову залежність виходу аберантних клітин. Значне перевищення контрольного рівня аберацій спостерігали за поглиненої дози 3,1 Гр, пригнічення мітотичної активності — за дози 1,3 Гр, зниження схожості насіння — за 12 Гр. У групі рослин, що зазнали радіаційного впливу, інтенсивність мутаційного процесу протягом одного по-

коління впливу іонізуючого опромінення більш як у 6 разів перевищувала спонтанний рівень. Аналіз трьох послідовних поколінь на найбільш забруднених ділянках зони відчуження ЧАЕС показав, що частота хромосомних аберацій у клітинах інтеркалярної меристеми у другому і третьому поколіннях була вищою, ніж у першому. Отже, був очевидним віддалений ефект опромінення в поколіннях [47].

Гостре опромінення зазвичай відбувається за короткий проміжок часу за високих дозових потужностей. Хронічний радіаційний вплив безперервний у часі й часто стосується значної тривалості життя організму. Зазвичай хронічне опромінення діє впродовж окремих життєвих етапів у доволі низьких дозах, що не викликає гострих радіаційних ефектів. Відмінність між генетичними наслідками гострого і хронічного опромінення у зоні відчуження ЧАЕС можна пояснити тим, що рослини зазнають впливу різних видів зовнішнього і внутрішнього опромінення, концентрації радіонуклідів у зонах росту, їх синергізму з хімічними токсикантами, які можуть впливати на рівень цитогенетичного ураження. Припускають також, що хронічний вплив іонізуючого опромінення, пов'язаний з аварією на ЧАЕС, має компоненти, які поки що залишаються невідомими [14, 48].

Хронічне опромінення організмів у зоні відчуження у віддалені строки після аварії на ЧАЕС спричиняло нелінійну залежність частоти хромосомних аберацій від щільності радіоактивного забруднення. Це виявлено у багатьох рослинних тест-об'єктах, зокрема у скереди покрівельної, сосни звичайної, гороху посівного, озимого жита, озимої пшениці, ячменю. В окремих дослідженнях чітко було встановлено, що на одиницю поглиненої дози за впливу нижчих рівнів забруднення (5–10 Кі/км²) частота мутацій у 16 разів вища, ніж за високих (400–500 Кі/км²) [49]. За даними Гродзинського та Гудкова, останнім часом у Чорнобильській зоні 70–95 % дози рослини і тварини отримують унаслідок внутрішнього опромінення. Експерименти з бобами й горохом у контрольованих умовах продемонстрували, що зіставний за рівнем ефект відповідав дозам гамма-опромінення, які в 10 разів перевищували виявлені в умовах Чорнобильської зони [16]. Високу частоту порушень мейозу і процесів формування чоловічого гаметофіту було виявлено в ячменю. За період від сходів до мікроспоро- і гаметогенезу рослини ячменю лінії ваксі, вирощувані на двох експериментальних ділянках у м. Чорнобиль і в с. Янів, отримали дози опромінення 0,05, 2,56 і 21,12 сГр. Частота мутацій у розрахунку на одиницю дози була вищою на найменш забруднених ділянках [48]. Автори зазначили, що за опромінення в умовах гамма-поля частота ваху-реверсій зростала лінійно, а в умовах Чорнобильської зони — експоненціально.

Автор публікації [50] виявив на рослинах пшениці й жита, що зростали у 30-кілометровій зоні ЧАЕС, підвищену частоту хромосомних аберацій, вона була більшою за контрольні значення в 2,4–6,7 раза. Отримані результати, на думку автора, свідчать про реальну небезпеку генетичних наслідків для організмів, які живуть у цій зоні. Автор праці [51] зазначав, що підвищені частота і спектр хромосомних аберацій є одним із результатів геномної нестабільності. Причи-

на цього явища — мутації певних груп генів, відповідальних за процеси репарації радіоіндукованих пошкоджень. Більш того, явище геномної нестабільності має трансгенераційний характер, тобто може виявлятися у потомства опромінених клітин.

Вірогідне зростання хромосомних пошкоджень клітин виявлено також у тварин і людини. Відсутність прямої залежності частоти абераційних клітин від щільності радіонуклідного забруднення й потужності експозиційної дози підтвердили результати досліджень, проведених на мишоподібних гризунах, земноводних і ссавцях [3]. У перші роки після аварії виявлявся зв'язок між рівнем цитогенетичних порушень у клітинах кісткового мозку і накопиченням остеотропних радіонуклідів у бурих жаб (*Rana temporaria* L.). Після 1990 р. статистично вірогідний зв'язок між частотою цитогенетичних порушень і накопиченням окремих радіонуклідів та загальним дозовим навантаженням був відсутній. Зменшення з плином часу щільності радіонуклідного забруднення супроводжувалося зростанням частоти аберацій на одиницю дози в 5—6 разів [14], тобто зменшення частоти абераційних клітин у кістковому мозку не відповідало зниженню дозових навантажень.

Результати досліджень генетичних наслідків впливу опромінення в Чорнобильській зоні відчуження на гризунів продемонструвало коливання ефекту від його практичної відсутності до значного підвищення інтенсивності мутаційного процесу та утворення мікроядерних клітин [52]. Різноманітність рівнів геномної нестабільності у гризунів багато в чому залежить від специфічних особливостей їх популяційно-демографічної структури, популяційних циклів, вірусної інфекції та коливання чисельності популяції. Іноді це стає причиною отримання за однакових умов проведення досліджень протилежних результатів, які складно інтерпретувати. Наприклад, у польової миші в Білорусі за хронічного опромінення дозою 0,7 мГр/доба частота аберацій хромосом зростала, в той час збільшення мутагенезу в того самого виду, що мешкає в 10-кілометровій зоні ЧАЕС і зазнає впливу дози 97 мГр/доба, не виявлено [53]. Подібні результати отримано при вивченні хромосомних аберацій у полівки-економки, що мешкала в 30-кілометровій зоні відчуження. За попередніми оцінками, особини зазнали загальних доз опромінення 3,5—10 Гр (19—53 мГр/доба) протягом 6 міс, що наближаються до напівлетальних, однак різниці в частоті хромосомних розривів порівняно з тваринами контрольної групи не спостерігали [54]. Відсутність різниці автори пояснили специфікою впливу хронічного опромінення, розвитком в особин ефекту радіостійкості та можливо недостатньою чутливістю обраних методів досліджень.

Після іонізуючого опромінення та дії вільних радикалів найпоширенішими порушеннями ДНК є їх одно- та дволанцюгові розриви [55]. Дволанцюгові розриви — вкрай тяжка форма пошкоджень ДНК. Нездатність системи репарації відновити такі пошкодження може призводити в подальшому до виникнення транслокацій, делецій та інших хромосомних аномалій, включаючи втрату плеча хромосоми. Крім того, під час поділу клітини нерепаровані ділянки здатні ініці-

ювати контрольні-пропускні пункти клітинного циклу, зупиняти поділ і, як наслідок, уповільнювати подальший ріст організму.

Отже, виявлено, що з часом рівень радіоактивного забруднення ділянок знижується, а відносний ефект опромінення зростає. Це означає, що хронічне опромінення низької інтенсивності в розрахунку на одиницю дози становить більшу небезпеку в індукуванні мутацій порівняно з високими потужностями гострого опромінення. Збереження високого рівня мутаційної мінливості на територіях з істотним зниженням щільності радіонуклідного забруднення унеможливує прогнозування безпеки для геному організмів виключно за показниками питомої радіоактивності та потужності експозиційної дози.

Грізними провісниками тяжких наслідків Чорнобильської катастрофи є потворства серед рослин, тварин і людей. Досвід радіобіологічних досліджень на рослинних об'єктах підтвердив, що найбільш радіочутливими є тканини апікальної меристеми, меншою мірою — латеральної і меристеми «сплячих» бруньок. Низькою стійкістю до опромінення характеризуються також тканини й органи рослин на стадії їх формування і диференціації за високого вмісту води. В цей період у клітинах, що диференціюються, висока активність нуклеїнових кислот як ДНК, так і рибосомального апарату, відповідального за синтез білків [56].

Вивчення генетичних наслідків впливу радіонуклідних забруднень чорнобильського аварійного викиду, яке розпочато у відділі генетичного поліпшення рослин Інституту фізіології рослин і генетики НАН України з перших місяців після аварії і триває дотепер, доводить високу мутагенну активність низьких доз іонізуючого випромінювання, що сформувалися на території зони відчуження ЧАЕС. Дослідженням частоти видимих мутацій зразків озимої пшениці, відібраних у 1986 р. в зоні аварії на Чорнобильській АЕС, виявлено вірогідне підвищення рівня мутаційної мінливості в 10 із 34 вивчених зразків. Максимальні кількості випадків підвищення мутаційної мінливості зафіксовано у сортів Киянка (4 зразки) і Поліська 70 (3 зразки).

Істотно зростав рівень видимих мутацій у зразках, відібраних у Київській (Чорнобильській, Іванківській, Вишгородській, Поліській р-ни), Чернігівській (Козелецький р-н) і Вінницькій (Ільїнецький р-н) областях. Відповідно рівень радіаційного забруднення, спричинений аварією на Чорнобильській АЕС, виявився достатнім для вірогідного підвищення частоти мутаційної мінливості озимої пшениці навіть у порівняно віддаленій Вінницькій обл.

Найвищий рівень мутаційної мінливості (> 4 %) зафіксовано у зразках пшениці, відібраних поблизу сіл Корогод, Копачі Чорнобильського р-ну Київської обл. і Яблунька Поліського р-ну Київської обл. Частота мутацій пшениці в цих населених пунктах перевищувала спонтанний рівень відповідно у 7,2—8,7 раза.

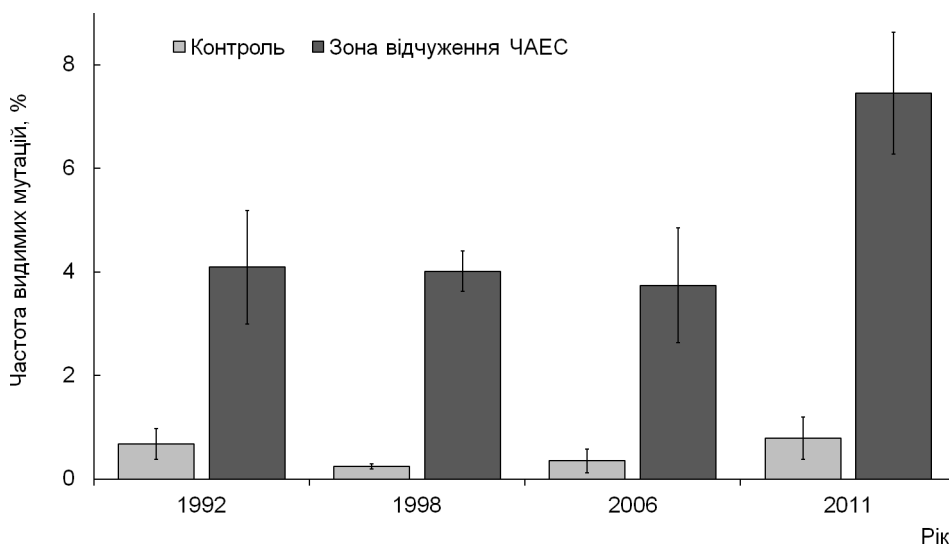
У результаті вивчення впливу радіонуклідних забруднень на мутаційну мінливість видимих ознак озимої пшениці через 7 років після аварії на ЧАЕС рівень мутаційної мінливості зберігався високим. Частота видимих мутацій рослин пшениці сортів Киянка та

Альбатрос одеський у поколінні M_3 , вирощених поблизу с. Чистогалівка, перевищила контрольний рівень (сmt Глеваха Васильківського р-ну Київської обл.) у 2,6 і 5,8 раза. Ще вищою — відповідно у 4,9 та 13 разів — була частота мутацій у рослин, вирощених на околицях м. Прип'ять, де рівень радіоактивності в 667 разів перевищував природний фон і в 16 разів — рівень радіоактивності в с. Чистогалівка.

У результаті вивчення частоти видимих мутацій зразків озимої пшениці сортів Одеська 161 і Донецька 48, рослини покоління M_1 яких вирощені в зоні відчуження через 13 років після аварії на Чорнобильській АЕС, також встановлено істотне зростання рівня мутаційної мінливості. Кількість мутантних рослин у відсотковому співвідношенні перевищувала показники спонтанного рівня в 15 (Одеська 161, с. Чистогалівка), 12,5 (Донецька 48, с. Чистогалівка) і 16,7 раза (Донецька 48, с. Копачі).

Підвищення рівня мутаційної мінливості рослин, спричиненого хронічною дією радіоактивного забруднення, фіксували і через 20 років після аварії на ЧАЕС. Кількість виявлених мутаційних змін перевищувала контрольний рівень у 9,5—27,2 раза. Одна з проблем хронічної дії радіації полягає в тому, що неможливо передбачити її біологічні наслідки. Прикладом можуть бути і результати наших досліджень, коли два сорти однієї культури за однакових умов дозового навантаження по-різному реагували на хронічне опромінення. Так, у сорту Альбатрос одеський спостерігалась залежність між рівнем радіонуклідного забруднення ґрунту і частотою видимих мутацій, тоді як у сорту Донецька 48 частота мутаційних змін, незважаючи на різницю радіаційного фону, була приблизно однаковою.

Радіаційне опромінення рослин озимої пшениці впродовж усього вегетаційного періоду в межах території ближньої зони відчуження ЧАЕС через 25 років після аварії спричинювало зростання



Частота видимих мутацій в озимій пшениці сорту Альбатрос одеський, індукованих радіонуклідним забрудненням зони відчуження ЧАЕС у віддалені строки після аварії

частоти видимих мутацій у 8,0—14,9 раза. Різниця потужностей експозиційних доз у $21,2 \cdot 10^{-12}$ А/кг не супроводжувалась істотною відмінністю частоти мутацій, що можна пояснити індукуванням тривалою дією високих доз радіації низки нежиттєздатних мутантів, які внаслідок елімінації не враховано в загальному показнику частоти мутацій. У зв'язку з цим у міру поступового зниження рівня радіонуклідного забруднення території зони відчуження варто і в подальшому очікувати збереження високого мутагенного ефекту опромінення (рисунок).

Хронічне опромінення від радіонуклідних забруднень зони відчуження в рік Чорнобильської катастрофи та через 7, 13, 20 і 25 років потому індукувало в озимій пшениці доволі широкий спектр видимих мутацій, який включав від 3 до 20 типів. Більшість із них незалежно від часу, що минув після аварії, становили мутаційні зміни, пов'язані з висотою рослин, будовою колоса, наявністю чи відсутністю остистості, тривалістю вегетаційного періоду. Деякі мутації були доволі оригінальними: скверхедний колос із закрученою віссю, неповний вихід колоса в трубку, широкий листок, еректоїдні листки і колос, карлики, червоне забарвлення листків і ості колоса.

Характерною для спектра мутацій була поява з порівняно високою частотою мутацій за генами карликовості (карликових і низькорослих форм), що вкрай рідко трапляється за спонтанної мінливості та з низькою частотою — за експериментального мутагенезу. З урахуванням того, що аналогічні форми було виявлено і в матеріалі, відібраному в рік аварії на Чорнобильській АЕС у найбільш постраждалих п'яти областях України [57], стає очевидним, що поява мутацій пшениці, пов'язаних зі зниженням висоти рослин — характерний наслідок хронічного впливу опромінення забруднених територій.

Таким чином, незважаючи на те що у віддалені строки після Чорнобильської катастрофи у зоні відчуження зовнішній радіаційний фон поступово знижується, частота видимих мутацій рослин озимій пшениці продовжує істотно перевищувати спонтанний рівень спадкової мінливості. Висока мутагенна активність радіонуклідних забруднень виявляється навіть через десятки років після аварії і тенденції до зниження рівня мутаційної мінливості немає. Підвищений рівень мутаційної мінливості в зоні ЧАЕС свідчить про генетичну загрозу всьому живому на значних територіях. Це порушує питання про необхідність подальшого тестування на всіх рівнях організації живих систем генетичних наслідків забруднення навколишнього середовища радіонуклідами з урахуванням їх для наступних поколінь.

Отже, аварія на Чорнобильській АЕС призвела до локального підвищення рівня радіаційних доз у ЗВіЗБ(О)В та глобального зростання фону іонізуючого випромінювання. Генетичні наслідки аварії, що їх вивчають багато дослідників, дають уявлення про зміни генетичних процесів, які є результатом впливу радіації на окремі організми й природні екосистеми. Хоча вже минуло 35 років після катастрофи на Чорнобильській АЕС і дозові навантаження в зоні

відчуження знизились, результати досліджень останніх років доводять, що мутаційна мінливість живих організмів продовжує залишатись високою. Відсутність прямої залежності частоти виникнення мутацій від щільності радіонуклідного забруднення ґрунту ускладнює можливість використання показників питомої радіоактивності й потужності експозиційної дози для прогнозування тяжкості генетичних порушень організмів.

Аналіз літературних даних і власні багаторічні дослідження авторів вказують на зростаючі об'єми радіонуклідних забруднень та розширення меж територій із підвищеним радіаційним фоном, що становлять небезпеку для всього живого. Систематичне проведення генетичного моніторингу відповідних територій має стати обов'язковою складовою науково обґрунтованого розміщення сортових посівів культурних рослин, будівництва житлових, промислових і тваринницьких приміщень з метою захисту здоров'я населення, рослинного й тваринного світу.

REFERENCES

1. Gudkov, D., Kuzmenko, M., Kiryeyev, S., Nazarov, O., Shevtsova, N., Dzyubenko, O. & Kahlyan, O. (2008). Radiological problems of aquatic ecosystems exclusion zone of Chernobyl. *Visnyk Natsionalnoyi akademiyi nauk Ukrainy*, No. 4, pp. 44-55 [in Ukrainian].
2. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2010 (2011). New York: United Nations. URL: https://www.unscear.org/docs/publications/2010/UNSCEAR_2010_Report.pdf.
3. Morgun, V.V. & Yakymchuk, R.A. (2016). Genetic consequences of radionuclide contamination of the environment after the accident at Chornobyl nuclear power plant. *Fiziologiya rasteniy i genetika*, 48, No. 4, pp. 279-297 [in Ukrainian].
4. Clauben, A. & Rosen, A. (2016). The health effects of the nuclear disasters in Fukushima and Chernobyl 30 years living with Chernobyl, 5 years living with Fukushima. *International Physicians for the Prevention of Nuclear War*. Berlin: IPPNW Germany.
5. Sanzharova, N.I., Fesenko, S.V., Tsybulko, N.N., Kashparov, V.A., Panov, A.V., Perevolotskiy, A.N. & Shubina, O.A. (2018). Features of the formation of radioactive contamination of the territory as a result of accidental emissions from the Chernobyl nuclear power plant and the dynamics of changes in the radiation situation. In Sanzharova, N. I. & Fesenko, S. V. (Eds.) *Radioecological consequences of the accident at the Chernobyl nuclear power plant: biological effects, migration, rehabilitation of contaminated areas* (pp. 12-38). Moscow: RAS [in Russian].
6. Balonov, M. I. (2011). International Assessment of the Consequences of the Chernobyl Accident: UN Chernobyl Forum (2003–2005) and UNSCEAR (2005–2008). *Radiatsionnaya genetika*, 4, No. 2, pp. 31-39 [in Russian].
7. Morgun, V. V. & Yakymchuk, R. A. (2010). Genetic consequences of the Chernobyl NPP. Kyiv: Logos.
8. Yablokov, A. V. (2009). Mortality after the Chernobyl Accident. *Annals of the New York Academy Sciences*, No. 1181, pp. 192-216. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04828.x>.
9. Chernobyl Accident 1986 (2020). World Nuclear Association. URL: <https://www.world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/safety-of-plants/chernobyl-accident.aspx>.
10. Hinton, T.G., Alexakhin, R., Balonov, M., Gentner, N., Hendry, J., Prister, B., Strand, P. & Woodhead, D. (2007). Radiation-induced effects on plants and animals: findings of the united nations chernobyl forum. *Health Physics*, 93, No. 5, pp. 427-440.

11. Tsukimori, O. & Hamada, K. (2013). Japan government : Fukushima plant leaks 300 tpd of contaminated water into sea. Reuters. August 7. URL: <https://www.reuters.com/article/us-japan-fukushima-water/japan-government-fukushima-plant-leaks-300-tpd-of-contaminated-water-into-sea-idUSBRE9760AU20130807>
12. Yakymchuk, R.A. (2019). Genetic consequences of the contamination of the environment with natural and techno-genic mutagenic factors. Kyiv: Logos.
13. Fuller, N., Ford, A. T., Lerebours, A., Gudkov, D.I., Nagorskaya, L.L. & Smith, J.T. (2019). Chronic radiation exposure at Chernobyl shows no effect on genetic diversity in the freshwater crustacean. *Asellus aquaticus* thirty years on. *Ecology and Evolution*, 9, No. 18, pp. 10135-10144. <https://doi.org/10.1002/ece3.5478>
14. Geraskin, S.A. & Fesenko, S.V. (2018). Effect of accidental emissions from the Chernobyl nuclear power plant on biota. In Sanzharova, N. I. & Fesenko, S. V. (Eds.) *Radioecological consequences of the accident at the Chernobyl nuclear power plant: biological effects, migration, rehabilitation of contaminated areas* (pp. 60-90), Moscow: RAS [in Russian].
15. Smirnov, Y.G. & Suvorova, L.I. (1996). Assessment and prediction of the biological effect of radioactive contamination on the vegetation cover in the accident zone at the Chernobyl nuclear power plant. Impact of radioactive contamination on terrestrial ecosystems in the Chernobyl accident zone, *Sb. tr. Syktyvkar: Komi UrO RAN*, 2, No. 145, pp. 27-37.
16. Grodzinskiy, D.M. & Gudkov, I.N. (2006). Radiation damage to plants in the zone of influence of the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 46, No. 2, pp. 189-199 [in Russian].
17. Krivolutsky, D., Martushov, V. & Ryabtsev, I. (1999). Influence of radioactive contamination on fauna in the area of the Chernobyl NPP during first years after the accident (1986—1988). In *Bioindikatory radioaktivnogo zagryazneniya* (pp. 106-122), Moscow: Nauka [in Russian].
18. Taskaev, A. & Testov, B. (1999). Number and reproduction of mouse-like rodents in the Chernobyl accident area. In *Bioindicators of radioactive contamination* (pp. 200-205), Moscow: Nauka [in Russian].
19. Kovalchuk, I., Abramov, V., Pogribny, I. & Kovalchuk, O. (2004). Molecular aspects of plant adaptation to life in the Chernobyl zone. *Plant Physiology*, 135, pp. 357-363. <https://doi.org/10.1104/pp.104.040477>
20. Geras'kin, S.A. & Volkova, P.Y. (2014). Genetic diversity in Scots pine populations along a radiation exposure gradient. *Science of the Total Environment*, 496, pp. 317-327. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.020>
21. Kostenko, S.A., Buntova, Y.G. & Glazko, T.T. (2001). Species-specific destabilization of the karyotype under conditions of radionuclide contamination (ChNPP) in the voles *Microtus arvalis*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus oeconomus*. *Cytology and Genetics*, 35, No. 2, pp. 11-18.
22. Glazko, V.I. & Glazko, T.T. (2005). Gene pool changes after ecological catastrophe (Chernobyl's example). *Ahroekologichnyy zhurnal*, No. 3, pp. 42-51.
23. Makeyeva, A.P., Yemel'yanova, N.G., Belova, N.V. & Ryabov, I.N. (1994). Radiobiological analysis of silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* in the cooling pond of the Chernobyl nuclear power plant in the post-accident period. II. Development of the reproductive system in the offspring of the first generation. *Voprosy ikhtiologii*, 34, No. 5, pp. 681-696 [in Russian].
24. Grodzinskiy, D.M. (2000). Realities of the post-Chernobyl era. *Visnyk NAN Ukrainy*, No. 7, pp. 27-35 [in Ukrainian].
25. Geras'kin, S.A., Fesenko, S.V. & Aleksakhin, R.M. (2006). The impact of the accidental release of the Chernobyl nuclear power plant on biota. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 46, No. 2, pp. 178-188 [in Russian].
26. Mamedova, A.O. (2009). Bioindication of environmental quality based on mutational and modification variability of plants. *Cytology and genetics*, 43, No. 2, pp. 61-64.
27. Zablotska, L.B., Bazyka, D., Lubin, J.H., Gudzenko, N., Little, M.P., Hatch, M., Finch, S., Dyagil, I., Reiss, R.F., Chumak, V.V., Bouville, A., Drozdovitch, V., Kryuchkov, V.P., Golovanov, I., Bakhanova, E., Babkina, N., Lubarets, T., Bebesko, V.,

- Romanenko, A. & Mabuchi, K. (2013). Radiation and the risk of chronic lymphocytic and other leukemias Chernobyl cleanup workers. *Environmental Health Perspectives*, 121, No. 1, pp. 59-65. <https://doi.org/10.1289/ehp.1204996>
28. Ivanov, V.K., Tsyb, A.F., Ivanov, S.V. & Pokrovsky, V.I. (2004). Medical radiological consequences of the chernobyl catastrophe in Russia estimation of radiation risks. St. Petersburg: Nauka.
 29. Pflugbeil, S., Paulitz, H. & Schmitz-Feuerhake, I. (2011). Health effects of Chernobyl 25 years after the reactor catastrophe. Berlin: IPPNW and Gesellschaft für Strahlenschutz.
 30. Bebesko, V., Bazyka, D., Loganovsky, K., Volovik, S. & Kovalenko, A. (2006, April): Does ionizing radiation accelerate the aging phenomena? Proceedings of the International Conference Twenty Years after Chernobyl Accident: Future Outlook (pp. 13-18), Kyiv.
 31. Yablokov, A., Nesterenko, V. & Nesterenko, A. (2010). Chernobyl: consequences of the catastrophe for people and the environment. Boston: Blackwell.
 32. Morgan, W.F. (2003). Non-targeted and delayed effects of exposure to ionizing radiation: II. Radiation-induced genomic instability and bystander effects in vivo, clastogenic factors and transgenerational effects. *Radiation Research*, No. 159, pp. 581-596.
 33. Glazko, V.I. (2006). Chernobyl 20 years later. *Nature*, No. 5, pp. 48-53 [in Russian].
 34. Gudkov, I.N. & Vinnichuk, M.M. (2003). Agricultural radiobiology. Zhitomir: Izdatelstvo Gosudarstvennogo agroekologicheskogo un-ta [in Russian].
 35. Fedotov, I.S., Kalchenko, V.A., Igonina, Y.V. & Rubanovich, A.V. (2006). Radiation-genetic consequences of exposure of Scots pine population in the Chernobyl accident zone. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 46, No. 3, pp. 268-278 [in Russian].
 36. Artyukhov, V.G., Kalayev, V.N. & Sadko, A.D. (2004). Influence of radioactive irradiation of mother trees of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) on cytogenetic parameters of seed progeny (long-term effects). *Vestnik Voronezhskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya Fiz.-mat.*, No. 1, pp. 121-128 [in Russian].
 37. Gorova, A.I., Skvortsova, T.V., Klimkina, I.I., Pavlychenko, A.V. & Buchavyi, Y.V. (2005). Cytogenetic monitoring of the environment and human health. *Visnyk Ukrayins'koho tovarystva henetykiv i selektsioneriv*, 3, No. 1-2, pp. 36-47 [in Ukrainian].
 38. Grodzinskiy, D.M., Kolomiyets, K.D., Kutlakhmedov, Y.A., Bulakh, A. & Dmitriyev, A.P. (1991). Anthropogenic radionuclide anomaly and plants. Kyiv: Lybid' [in Russian].
 39. Kathiria, P. & Kovalchuk, I. (2010). Reporter gene-based recombination lines for studies of genome stability. *Methods in Molecular Biology*, No. 631, pp. 243-252. https://doi.org/10.1007/978-1-60761-646-7_18
 40. Ramzaev, V., Botter-Jensen, L., Thomsen, K.J., Andersson, K.G. & Murray, A.S. (2008). An assessment of cumulative external doses from Chernobyl fallout for a forested area in Russia using the optically stimulated luminescence from quartz inclusions in bricks. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99, No. 7, pp. 1154-1164. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.01.014>
 41. Morgun, V.V. & Logvinenko, V.F. (1995). Wheat mutation breeding. Kiev: Naukova dumka [in Russian].
 42. Yakymchuk, R. A. & Morhun, V. V. (2000). Genetic activity of low doses of physical and chemical mutagenic factors on winter wheat. *Naukovy visnyk Uzhhorodskoho derzhavnogo universytetu. Seriya biolohiya*, No. 8, pp. 167-171 [in Ukrainian].
 43. Morgun, V.V. & Yakymchuk, R.A. (2015). Mutagenic activity of radionuclide contamination in the near zone of the Chernobyl NPP in the long term after the accident. *Fiziologiya rasteny i genetika*, 47, No. 6, pp. 463-473 [in Ukrainian].
 44. Tsybulka, N.N., Chernysh, A.F., Tishchuk, L.A. & Zhukova, I.I. (2004). Horizontal migration of ¹³⁷Cs during water erosion of soils. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 44, No. 4, pp. 473-477 [in Russian].
 45. Yakymchuk, R.A. (2018). Cytogenetic disorders in *Triticum aestivum* L. cells affected by radionuclide contamination of water reservoirs in the alienation zone of Chernobyl NPP. *Biopolymers and Cell*, 34, No. 2, pp. 97-106. <http://dx.doi.org/10.7124/bc.000974>

46. Yakymchuk, R. A. (2017). Cytogenetic activity of radionuclide contamination of bottom sediments of reservoirs in the near exclusion zone of the Chernobyl NPP. *Fiziologiya rasteniy i genetika*, 49, No. 3, pp. 256-264 [in Ukrainian].
47. Geraskin, S.A., Dikarev, V.G., Zyablitskaya, Y.Y., Oudalova, A.A., Spirin, Y.V. & Alexakhin, R.M. (2003). Genetic consequences of radioactive contamination by the Chernobyl fallout to agricultural crops. *Journal of Environmental Radioactivity*, 66, No. 1-2, pp. 155-169.
48. Boubriak, I., Akimkina, T., Polischuk, V., Dmitriev, A., McCready, S. & Grodzinsky, D. (2016). Long term effects of Chernobyl contamination on DNA repair function and plant resistance to different biotic and abiotic stress factors. *Cytology and Genetics*, 50, No. 6, pp. 381-399. <https://doi.org/10.3103/S0095452716060049>
49. Sidorov, V.P. (1994). Cytogenetic effect in the cells of Scots pine needles during irradiation as a result of the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 34, No. 6, pp. 847-851 [in Russian].
50. Shkvarnikov, P.K. (1990). Cytological study of plants growing under the influence of different levels of radiation. *Cytology and Genetics*, 24, No. 5, pp. 33-37.
51. Vorobtsova, I.Y. (2006). Transgenerational transmission of radiation-induced genome instability. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 46, No. 4, pp. 441-446 [in Russian].
52. Wickliffe, J.K., Chesser, R.K., Rodgers, B.E. & Baker, R.J. (2002). Assessing the genotoxicity of chronic environmental irradiation by using mitochondrial DNA heteroplasmy in the bank vole (*Clethrionomys glareolus*) at Chernobyl, Ukraine. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, No. 6, pp. 1249-1254.
53. Wickliffe, J.K., Rodgers, B.E., Chesser, R.K., Phillips, C.J., Gaschak, S.P. & Baker, R.J. (2003). Mitochondrial DNA heteroplasmy in laboratory mice exposed to the radioactive Chernobyl environment. *Radiation Research*, 159, No. 4, pp. 458-464. [https://doi.org/10.1667/0033-7587\(2003\)159\[0458:mdhilm\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1667/0033-7587(2003)159[0458:mdhilm]2.0.co;2)
54. Wiggins, L.E., Van Den Bussche, R.A., Hamilton, M.J., Chesser, R.K. & Baker, R.J. (2002). Utility of chromosomal position of heterochromatin as a biomarker of radiation-induced genetic damage: a study of Chernobyl voles (*Microtus* sp.). *Ecotoxicology*, No. 11, pp. 147-154.
55. Gill, S.S., Anjum, N.A., Gill, R., Jha, M. & Tuteja, N. (2015). DNA damage and repair in plants under ultraviolet and ionizing radiations, *Scientific World Journal*, pp. 1-12. <https://doi.org/10.1155/2015/250158>.
56. Kozubov, G. M. & Taskayev, A. I. (2002). Radiobiological studies of conifers in the area of the Chernobyl disaster. Moscow: IPTS «DIK» [in Russian].
57. Akleev, A.V. (2009). Tissue reactions to chronic exposure to ionizing radiation. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 49, No. 1, pp. 5-20 [in Russian].

Received 11.02.2021

GENETIC CONSEQUENCES OF CHORNOBYL DISASTER: 35 YEARS OF STUDY

V.V. Morgun, R.A. Yakymchuk

Institute of Plant Physiology and Genetics, National Academy of Sciences of Ukraine
31/17 Vasylkivska St., Kyiv, 03022, Ukraine
e-mail: peoplenature16@gmail.com

The increase of the environment radiation level, which results from the mining and the application of natural and artificial radionuclide, nuclear accidents, causes the changes of a gene pool of plants and animals as well as the serious genetic and somatic disorders in a human body. The accident at Chornobyl NPP is one of the largest disasters in the history of nuclear energy; it is unique by the number of radionuclide in the environment, the area of radionuclide contamination and the severity of biological consequences. Genetic effects,

induced by the environmental contamination by radioactive releases, are the following: the death of organisms, the increase of mutation frequency, the effects of genome instability in populations, adaptive reactions, the decrease in the number of individuals of some species, the change in the direction of natural selection towards more primitive forms, the violation in gender relationship, the activation of epigenetic mechanisms. From the very first days after Chernobyl disaster took place and till present time, the unique research has been carried out at the Department of Plant Genetic Improvement of the Institute of Plant Physiology and Genetics of NAS of Ukraine, aimed at studying mutational variability of wheat (*Triticum aestivum* L.) under a prolonged and chronic effect of radionuclide contamination of the soil and water reservoirs in the alienation zone of ChNPP. Despite a considerable improvement of a radio-ecological situation 35 years after the disaster at ChNPP, the latest researches prove that in a near alienation zone living organisms still contain a high level of chromosome aberrations and visible mutations. A direct correlation between the frequency of chromosome aberrations and the density of the soil contamination with radionuclide was not recorded. A high level of mutational variability, induced by radionuclide contamination of the alienation zone of ChNPP, confirms the expediency to use the indices of its mutagenic activity when permissible standards of radiation factors of technogenic origin in the soil are determined. The analysis of literary data and our own long-term researches indicates the increasing amount of radionuclide contamination and the expanding of areas with elevated radiation level which are dangerous for all living organisms. A regular genetic monitoring of the mentioned areas is to become a mandatory component of a scientifically-grounded placement of varietal crops, the housing, industrial, and livestock premises construction, aimed at the protection of people's health, a flora and fauna world.

Key words: alienation zone, radionuclide contamination, ionizing radiation, genetic consequences, chromosome aberrations, mutational variability.