

---

# ЕКОЛОГІЯ, ІХТІОЛОГІЯ ТА АКВАКУЛЬТУРА

---

УДК 577.3:612.14

---

## ПРИЧИНИ ЗМІН У СКЛАДІ ФІТОЦЕНОЗІВ У ЗОНІ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

---

*Гудков І.М. – академік НААН України, НУБІП України,  
Майдебура О.П. – к.б.н., доцент, Херсонський ДАУ*

**Постанова проблеми.** За чверть століття, що минули після аварії на Чорнобильській АЕС, видовий склад фітоценозів, як і співвідношення між окремими компонентами, на певних територіях поблизу станції суттєво змінився. Проте, ці зміни в основному зумовлені змінами в характері господарювання – обмеженням сільськогосподарської діяльності аж до повного її припинення в зоні відчуження і зоні обов'язкового відселення і зниженням у багато разів антропогенного впливу.

Узагалі, на тлі багатогранної діяльності людини, як правило, дуже важко виділити вплив того чи іншого чинника на прояв окремих біологічних ефектів, у тому числі і на зміни у фітоценозі. І навпаки, практично повне припинення господарчої діяльності, як це трапилося в зоні аварії, котре супроводжувалося евакуацією населення і вивезенням великого поголів'я свійських тварин, спричинило у досить короткий строк до дуже інтенсивних змін характеру рослинності не тільки в колишніх агроценозах, але й у природних фітоценозах, зооценозах, мікроценозах і біоценозі в цілому.

І все-таки, одним з основних діючих чинників на біоту в зоні аварії слід вважати іонізуючу радіацію. Саме тому дуже важливо оцінити в цих умовах вплив на сукцесійні явища безпосередньо радіобіологічних ефектів, які могли зумовити певні зміни у фітоценозі, що відбулися за чверть століття.

**Стан вивчення проблеми.** При дії іонізуючих випромінювань на угруповання організмів різних таксономічних груп навіть у порівняно невисоких дозах, далеких від рівня летальних для найбільш радіочутливих компонентів фітоценозу, в його структурі можуть відбуватися значні зміни. Це пояснюється тим, що навіть незначне пригнічення росту і розвитку, репродуктивної здатності одного-двох видів рослин може супроводжуватись порушенням ценотичних зв'язків і забезпечити сприятливі умови для розвитку інших видів.

У цій ситуації більш небезпечним для фітоценозу може бути тривале хронічне опромінення, ніж разове гостре, оскільки діючи на рослину протягом багатьох послідовних поколінь, воно може приводити до накопичення посту-

---

пових відхилень у розвитку того чи іншого виду. Після ж гострого опромінення порушення у фітоценозі в наступні роки можуть відновлюватись.

Узагалі, проблема збереження на техногенно порушених територіях, у тому числі на забруднених радіонуклідами, автохтонної біоти вважається надзвичайно важливою. Саме тому дослідження стану і змін у фітоценозах у теперішній, уже віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС з метою вивчення можливостей його відновлення слід вважати надзвичайно актуальними.

Безсумнівно, головними чинниками, що спричиняють порушення ценотичних зв'язків у фітоценозі, є радіобіологічні реакції найбільш радіочутливих видів. І для цього перш за все необхідно, щоб під впливом опромінення ступінь ураження репродуктивної здатності окремих видів досягав певного рівня. Широко розповсюджена думка про те, що рослини, порівняно з тваринами, а тим більше з ссавцями, людиною, мають надзвичайно високу радіостійкість, помилкова. Базується вона на перших дослідженнях, які проводилися з насінням – фазою розвитку, у котрій рослини знаходяться у стані глибокого спокою і у котрій дійсно мають низьку чутливість до всіх чинників, у тому числі й до іонізуючої радіації. При проростанні насіння і початком вегетації радіочутливість рослин підвищується у десятки разів. І якщо у цих періодах розвитку порівняти радіочутливість організмів різних таксономічних груп, то стає очевидним, що серед видів вищих рослин є як дуже радіочутливі види, так і дійсно досить радіостійкі.

Хоча рівні небезпечних для фітоценозів доз можуть істотно відрізнятись від доз, що викликають помітне порушення ростової чи якоїсь іншої реакції у окремих видів рослин, порівняльне вивчення радіочутливості компонентів фітоценозу відіграє значну роль у вирішенні питання радіаційної безпеки для нього. При цьому необхідно враховувати, що ценотичні зміни можуть відбуватися не тільки при інгібуючих дозах випромінювань, а й при стимулюючих, які у десятки разів менші за вказані у табл. 1 півлетальні дози. Посилення росту і розвитку одних видів унаслідок прояву радіаційного гормезису створює для них певні переваги у фітоценозі, що може супроводжуватись погіршенням умов для розвитку інших компонентів фітоценозу аж до їх повного випадіння.

Оскільки зміни фітоценозу спричиняються переважно хронічним опроміненням, то потужність дози є більш важливою характеристикою впливу на нього, ніж загальна доза радіації. Безпечною потужністю дози для фітоценозу слід вважати таку, яка за будь-якого часу опромінення не викликає його зміни. Є всі підстави вважати, що вона повинна не набагато перевищувати рівень природного радіаційного фону.

За підвищених рівнів природної радіоактивності, наприклад, у районах природних радіонуклідних аномалій Індії, Бразилії, Ірану, де потужність радіаційного фону вимірюється сотнями мікрорентгенів за годину, протягом багатьох тисячоліть шляхом добору сформувались фітоценози, що відрізняються стійкістю по відношенню до існуючих потужностей доз. При переносі таких фітоценозів в умови нормального радіаційного фону з часом у них можуть відбутися також певні зміни.

Цілком зрозуміло, що будь-яка зміна в структурі фітоценозу не проходить безслідно для біоценозу в цілому, впливаючи на його мікробний і зоологічний компоненти, різні регуляторні зв'язки між ними. Це, в свою чергу, може привести до змін біоценозу регіону і навіть екосистеми.

**Завдання і методика досліджень.** Дослідження здійснене на основі загальнонаукових методів теоретичного аналізу джерел. Вимірювання потужності дози гамма-випромінювання на місцевості здійснювали приладами СРП-88Н, МКС-01Р на рівні 1 м від поверхні землі. Відбір проб ґрунту проводили методом «конверта», проби рослин відбирали на тих же ділянках за загальноприйнятою методикою. Активність радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  у підготовлених пробах вимірювали спектрометром СЕБ – 0,1 – 150.

**Результати досліджень.** Інтенсивна господарська діяльність людини веде до заміни природних біоценозів агробіоценозами, а фітоценозів – агрофітоценозами або агроценозами. Якщо в фітоценозі складний рослинний покрив з величезною кількістю видів рослин різних родин складається історично, то в створеному людиною агроценозі він може бути представлений одним видом, навіть одним сортом рослини, що культивується. Чи значить це, що в такому випадку його радіочутливість буде визначатись радіочутливістю лише цього виду або сорту? Значною мірою, але не повністю. В агроценозі, крім культивованої рослини в достатку можуть рости супутні дикі рослини – бур'яни, котрі, як правило, мають більш високу радіостійкість, ніж сільськогосподарські культури, що пройшли селекційний добір за будь-якою ознакою, але тільки не за радіостійкістю. Найменше пригнічення росту і розвитку культурної рослини, ледь помітне тільки в умовах чистого експерименту, може привести до посилення розвитку бур'янів і більш вираженому їх пригніченню. У той же час стимуляція росту культури може зумовити суттєве зниження розвитку бур'янів. Тому цілком можливо припустити, що в умовах навіть незначного підвищення радіаційного фону поведінка культурних рослин в агроценозі і його продуктивність можуть з часом помітно змінюватися. Це, зокрема, зумовлює формування цілком іншого погляду на ефекти малих доз випромінювань.

На основі багаторічних спостережень не тільки у зоні радіаційного впливу аварії на Чорнобильській АЕС, але й у зонах Східно-Уральського радіоактивного сліду, Семипалатинського ядерного полігону В.А. Шевченко та ін. [1] найважливіше значення у змінах біоценозів під впливом іонізуючих випромінювань радіоактивних випадів надають генетичним ефектам, котрі на їх небезпідставну думку є основною причиною змін у складі угруповань як рослин, так і тварин. Вони так уявляють зміни у фітоценозах за різних потужностей доз хронічного опромінення, діапазон яких може включати до шести-дев'яти порядків величин (табл. 1).

**Таблиця 1– Радіобіологічні ефекти у радіочутливих видів фітоценозу за різних потужностей доз**

Рівень	Радіобіологічний ефект	Потужність дози, Гр/год.
1	Біохімічні зміни	$\leq 10^{-6}$
2	Аберації хромосом	$10^{-6}-10^{-5}$
3	Видимі мутації	$10^{-3}-10^{-5}$
4	Зміни у структурі популяцій	$10^{-2}-10^{-3}$
5	Випадіння окремих видів	$10^{-2}$
6	Збіднення фітоценозу	$>10^{-2}$
7	Деградація фітоценозу	$> 10^{-1}$

По мірі збільшення потужності дози в ценозі зміни по зростаючій охоплюють такі ефекти, як біохімічні зміни, аберації хромосом, видимі мутації, зміни генетичної структури популяції, випадіння радіочутливих видів, збіднення угруповання і, зрештою, як найсильніший ефект – деградація фітоценозу. Автори виділяють діапазон потужностей доз, за котрих починають виявлятися очевидні генетичні ефекти – лише  $10^{-6}$ - $10^{-4}$  Гр/добу. Наприклад, за потужності дози  $2 \times 10^{-5}$  Гр/добу генетичні ефекти стійко рееструються у хвойних порід. При 0,1 Гр/добу і вище проявляються практично всі види генетичних ефектів у більшості видів рослин. Випадіння радіочутливих видів рослин спостерігається, починаючи з потужності дози  $10^{-2}$  Гр/добу. Криві дозових залежностей, виявлені при урахуванні генетичних ефектів, мали класичний лінійний або випуклий характер і не мали порогу, що ще раз доводить вірність безпорогової концепції і свідчить про високу ураженість фітоценозів іонізуючою радіацією.

Переваги такого підходу для оцінки змін у фітоценозах цілком очевидні і виправдані – реєстрація генетичних змін в угрупованнях, що опромінюються хронічно, дозволяє оперувати тестами, котрі є набагато чутливішими за критерії соматичних ефектів. Згідно нього, радіобіологічні ефекти на фітоценозотичному рівні починаються з тої потужності дози, котра викликає ураження найрадіочутливого виду, наприклад, сосни звичайної.

В одній із робіт автори приводять результати багаторічного радіаційно-генетичного моніторингу сосни (*Pinus sylvestris* L.) в зоні радіаційного впливу аварії на Чорнобильській АЕС. У перших мітозах корневих меристем проростків насіння зборів 1986 і 1987 рр. на ділянках з радіонуклідним забрудненням, що створює поглинені рослинами дози від 0,1 до 20 Гр, кількість клітин з абераціями хромосом була в 1,5–7 разів вища за контроль. У 1993 р. на ділянках з помітним (0,1–1 Гр) і слабким (1–5 Гр) ступенем ураження дерев величина цитогенетичного ефекту наближалася до контрольного рівня, проте на ділянках із середнім ступенем ураження (6–10 Гр) залишалася на рівні 1986–1987 рр. У 1997–1998 рр. спостерігалось зниження кількості клітин з абераціями. Частота мутаційних змін 20 ферментних локусів в усіх популяціях, що опромінювалися, була у 4–17 разів вища за контроль. В цілому використання в моніторингу генетичних критеріїв і радіочутливого рослинного об'єкта, яким є сосна, дозволило оцінити ефекти доз опромінення в зоні аварії на 1–2 порядку величин нижче тих, що оцінюються при використанні традиційних радіобіологічних критеріїв соматичного типу.

Так, генетичне ураження фітоценозів може привести до незворотних змін у далеких поколіннях аж до двадцятого. Продовжуючи розпочаті у 1986 р. дослідження В.А. Шевченко та Л.І. Гриніх за показниками кількісної оцінки клітин з абераціями хромосом у меристемах і частоти виявлення ембріональних летальних мутацій вивчали перебіг мутаційного процесу у популяціях трав'янистих, чагарникових і деревних порід. Одержані ними результати однозначно свідчать про те, що зі збільшенням щільності радіонуклідного забруднення території генетичний вантаж протягом перших 2–3 років зростав. У подальшому в наступних поколіннях частота мутацій зменшувалася, однак швидкість зниження ступеня прояву генетичних ефектів у потомстві значно

відставала і продовжувала відставати від швидкості зниження потужності дози радіації, котра за 10 років знизилася на три порядки.

О.Д. Коломієць [5] протягом 15 генерацій, починаючи з 1986 р., досліджувала кінетику мутаційної мінливості чотирьох генотипів озимої пшениці, підданої дії опромінення у 10-кілометровій зоні АЕС протягом квітня-серпня 1986 р. (на серпень того року рівень забруднення ґрунту на дослідних ділянках за  $^{137+134}\text{Cs}$  складав  $n \times 10^6$  Бк/кг і рослин –  $1-2 \times 10^5$  Бк/кг; при цьому на той час частка опромінення за рахунок радіоцезію складала не більш як 10% від загальної дози).

У першу вегетацію кількість рослин з морфологічними аномаліями склала 60–80%, у другу також у зоні відчуження при самосіві досягало 60%. При цьому чітко виділялися родини з різкими відхиленнями ознак від вихідних форм, основною причиною яких була стерильність колосу. У рослин, третя вегетація яких проходила також у зоні відчуження, теж переважала часткова і повна стерильність, череззерниця, вкорочений колос та інші. У рослин, що вирощувалися з цього покоління на порівняно чистому ґрунті за межами зони, стерильність проявлялася у 2–3 рази рідше, але утворення морфологічних аномалій тривало з високою частотою. Спостерігалися зміни лінійних розмірів і форми окремих органів, кількості органів, зафарблення, ступеню кущистості, поява воскового нальоту на листах та інші.

Досить важливим стало встановлення тенденції до збереження рівня мутагенезу, індукованого перебуванням двох поколінь рослин в умовах хронічного опромінення, у наступні роки як в умовах зони відчуження, так і поза неї в умовах відносно чистого селекційно-дослідного поля. Інтенсивність його хвилеподібно змінювалася у часі, проте протягом наступних 15 років суттєвого спаду цього процесу не спостерігали. У 1999 р. було виділено 1345 мутантних ліній пшениці, що характеризувалися різним рівнем стабільності за інтенсивністю розщеплення у наступних поколіннях.

Таким чином, мутагенний вплив на рослини забрудненого радіонуклідами середовища, як і наслідки гострого і хронічного опромінення іонізуючою радіацією, протягом багатьох років можуть реалізовуватися у наступних поколіннях. Мабуть, збільшення генетичного вантажу в агроценозах не повинно викликати особливої стурбованості, оскільки система періодичного оновлення насіннєвого матеріалу практично виключає розповсюдження мутацій серед культурних видів. Проте, не можна виключати, що генетичні ефекти можуть привести до певних зсувів у структурі природних фітоценозів, що в свою чергу опосередковано може зачепити і агроценози.

Деякі види рослин, зокрема родин бобових, злакових, капустяних, розовцвітих, жовтневих, маючи високу здатність до накопичення  $^{90}\text{Sr}$  і (чи)  $^{137}\text{Cs}$ , що зумовлене їх, відповідно, кальцефільністю і (чи) калієфільністю, в умовах одного фітоценозу на забрудненому радіонуклідами в однаковому ступені ґрунті, за рахунок внутрішнього опромінення можуть отримувати дози значно більш високі, ніж інші види, в тому числі ті, що мають більш високу радіочутливість. Так, відомі роботи українських і російських дослідників про випадіння або послаблення позицій у фітоценозах деяких видів рослин. І це не завжди представники найбільш радіочутливих родин.

Спостерігаючи протягом п'яти років після аварії за станом грядиці звичайної (*Dactylis glomerata* L.) – рослини з відносно радіостійкої родини злаків у 30-кілометровій зоні навколо АЕС В.І. Шершунова і В.Г. Зайнуллін встановили, що на ділянках з високою щільністю радіонуклідного забруднення її кількість різко знижується аж до повного випадання з фітоценозу [ 6]. В аналогічних умовах П.Г. Сидоренко та ін. [7] відзначали збільшення до 30% кількості нежиттєздатного пилку у конюшини повзучої (*Trifolium repens* L.), іван-чаю, або хамерії вузьколистої (*Chamaenerium angustifolium* L.) і куколиці білої (*Melandrium album* L.). Виявлені й інші види, що поступово зменшують свою репродуктивну функцію.

Вивчення якості насіння однорічних рослин, що росли протягом декількох поколінь на забруднених радіонуклідами територіях, в основному свідчить про стабільність продукційного процесу. Так, О.М. Попова та ін. у циклі робіт [8] наводить дані про дослідження насінневого потомства більш як 20 видів вищих рослин з декількох ценопопуляцій, що були піддані дії опромінення при потужностях доз від 0,1 до 800 мР/год (гамма-фон у серпні 1986 р.). Виявилося, що як за масою 1000 насінин, так і за схожістю більшість видів не відрізнялися від умовно контрольних, що росли за мінімальних рівнів опромінення. Проте, у деяких видів, зокрема подорожника ланцетолистого (*Plantago lanceolata* L.), насіннева продуктивність помітно зменшувалася. Істотне погіршення життєздатності насіння кульбаби звичайної (*Taraxacum officinale* L.) виявила В.М. Позолотіна. Описані також пригнічення розвитку фіалки ранкової (*Viola matutina* Klok.), горошку волохатого (*Vicia villosa* L.) та мишачого (*V. cracca* L.) та деяких інших видів.

Більшість цих видів також не відносяться до радіочутливих родин. Проте, за нашими даними, деякі з них є кальцефілами і каліефілами, тобто можуть накопичувати у тканинах підвищені кількості їх хімічних аналогів – ізотопів, у тому числі і радіоактивних, відповідно стронцію і цезію (табл. 2).

**Таблиця 2 – Радіочутливість, вміст кальцію і калію та, відповідно,  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у деяких видів рослин, підданих випадінню в зоні радіаційного впливу аварії на Чорнобильській АЕС**

Вид	ЛД <sub>50</sub> , Гр*	ЛД <sub>100</sub> , Гр*	Са, мг/100 г	К, мг/100 г	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/кг	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг
Грядиця звичайна	–	25	85±26	146±38	67±7	102±23
Конюшина повзуча	125	–	96±18	160±23	78±7	89±10
Іван-чай	–	–	69±17	236±40	56±8	139±14
Куколиця біла	≥50	≥100	74±31	143±30	60±12	98±12
Подорожник великий	10	–	78±22	151±24	68±11	96±21
Подорожник ланцетолистий	10	–	82±34	124±22	56±16	87±9
Фіалка ранкова	800	–	150±21	215±32	88±32	123±29
Горошок волохатий	≥18	≥37	105± 42	163±18	96±12	109±12
Горошок мишачий	17	37	112± 25	156±15	89±9	115±18
Кульбаба звичайна	≈25	≈50	67±38	151±17	39±7	107±22
Щавель кінський	≈100	–	64 ± 12	33±12	40±10	24±4
Райграс високий	≈25	≈50	42 ± 23	45±16	34±7	56±8
Копитняк звичайний	–	–	79 ± 16	21±19	71±15	20±6

\* за даними О.І. Преображенської для насіння [19]

Саме за рахунок цього в них в умовах однакового радіонуклідного забруднення можуть формуватися високі дози внутрішнього опромінення, значно більші, ніж в інших, більш радіочутливих видів. Тим більше, що поглинена доза опромінення для різних видів навіть в одній екосистемі, в однакових умовах забруднення залежить і від деяких інших факторів, зокрема типу радіонуклідного забруднення території, інших, окрім згаданих, біологічних особливостей рослин. Наприклад, цезій, у тому числі і радіоактивний, який рівномірно розподіляється в організмі хребетних, при надходженні в рослини концентрується переважно в клітинах, що діляться, створюючи часом високі дози локального опромінення критичних тканин вищих рослин – меристем. Стронцій, який у хребетних переважно накопичується у скелеті, при надходженні в рослини більш-менш рівномірно розподіляється по ній, складаючи основний компонент клітинних оболонок. [9]. Саме тому дози опромінення рослин, що ростуть в однакових умовах, можуть розрізнятися в десятки разів. І саме цим пояснюється невідповідність ступеня прояву радіобіологічних ефектів відносно невисоким дозам загального опромінення, яке часто-густо спостерігається на забруднених радіонуклідами територіях.

В умовах тривалого опромінення фітоценозу іонізуючою радіацією дуже важливого значення набуває проблема спільної дії випромінювань і чинників нерадіаційної природи. Не треба підкреслювати значення вміння оцінювати ступінь можливої синергічної взаємодії хронічного опромінення у низьких дозах іонізуючої радіації і забруднювачів навколишнього середовища хімічної природи.

Не виключно, що і цим певною мірою визначається часом аномально велика дія малих доз. Точне визначення коефіцієнтів синергізму вимагає і іншого підходу до нормування дозових навантажень на людину. На превеликий жаль, даних такого роду не тільки для умов, що склалися у зоні радіаційного впливу аварії на Чорнобильській АЕС, але й взагалі, дуже мало не тільки для рослин, але й для тварин і людини.

В.І. Крюков та ін. з урахуванням горезвісного досвіду гасіння реактора четвертого блоку свинцем і наступного забруднення великих площ сільськогосподарських угідь цим важким металом вивчали вплив додавання азотнокислого свинцю у чорноземний ґрунт, забруднений радіоцезієм чорнобильського походження, на мутагенез резушки Таля (*Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh.). Було показано, що додавання цієї солі у кількості 16–32 мг металу на кілограм ґрунту на фоні природного його вмісту близько 20 мг приводило до зниження кількості ембріональних летальних мутацій, яке збільшувалося у багато разів при чисто радіонуклідному забрудненні ґрунту. Але збільшення до 64 мг/кг і вище приводило до прогресивного зростання їх частоти. Автори не загострюють уваги на синергізмі дії іонізуючої радіації і свинцю, проте аналіз поданого в роботі первинного матеріалу свідчить про те, що у деяких дозових і концентраційних комбінаціях дія цих агентів суттєво перевищує адитивну. Крім того, у роботі описаний досить цікавий ефект. За окремої дії радіації і свинцю у феноспектрах мутацій рослин майже не спостерігали хлорофілових мутацій. Але при їх спільній дії, тобто додаванні у забруднений радіонуклідами ґрунт свинцю, вони проявлялися.

При внесенні у дерново-підзолистий ґрунт у 10-кілометровій зоні навколо ЧАЕС солей цинку, заліза і кобальту у кілограмових кількостях на гектар у перерахунку на метал ми спостерігали суттєве ослаблення дії радіаційного фактора на рослини, реєструючи зменшення ступеня прояву деяких морфологічних порушень кінських бобів (*Vicia faba* L.) – класичної радіобіологічної тестової системи як одного з найбільш радіочутливих однорічних видів культурних рослин і зменшення кількості клітин з абераціями хромосом у кореневих меристемах проростків цих рослин.

Добре відомо, що Полісся відноситься до біогеохімічної провінції, в ґрунтах і рослинах якої традиційно не вистачає багатьох мікроелементів. І в цих збіднених на всі елементи живлення умовах на тлі радіонуклідного забруднення ґрунту можуть виникати найрізноманітніші, у тому числі і антагоністичні, взаємодії між іонізуючою радіацією і радіонуклідами, з одного боку, і важкими металами, які у невеликих концентраціях можуть виступати у ролі необхідних рослинам мікроелементів, - з іншого, що у кінцевому випадку може приводити до радіозахисних ефектів.

У дослідах з тими ж радіочутливими кінськими бобами нам вдалося зареєструвати збільшення кількості клітин з абераціями хромосом у кореневих меристемах проростаючого насіння, одержаного від рослин, що були сформовані у зоні впливу аварії за потужностей доз  $10^3$ – $10^2$  Гр/добу. Цікаво, що за цих рівнів опромінення у батьківських рослин спостерігали прискорення росту рослин, тобто радіаційну стимуляцію, а у меристемах проростків на тлі збільшення кількості клітин з абераціями відзначали збільшення кількості мітотичних клітин, що також свідчить про стимуляційні процеси.

Узагалі, при розгляді дії іонізуючої радіації як на фітоценози, так і біоценози в цілому, у ніякому разі не можна ігнорувати можливий прояв її стимуляційної дії. Ще восени 1986 р. у деяких країнах центральної Європи реєстрували суттєве збільшення урожаю багатьох сільськогосподарських видів рослин. У деяких північних районах України врожаї зернових і зернобобових культур на 10–30% перевищували середні за попередні і наступні 20–24 роки. Саме у 1986 р. в Україні був зібраний рекордний за всю її історію врожай зерна – 51 млн. тон.

Стимуляційні явища серед дикорослих трав'янистих видів рослин відзначалися на території Білорусі. Протягом вегетаційного періоду 1986 р. як у 30-кілометровій зоні, так і за її межами відзначали дуже сильну стимуляцію приросту річних пагонів деяких деревних видів рослин.

Угорський дослідник А. Сабо розрахував сумарні дози зовнішнього опромінення, які могли отримати рослини у деяких регіонах на території Угорщини протягом вегетаційного періоду 1986 р., і показав, що для багатьох видів вони наближаються до стимулюючих. Саме цим він пояснює швидкий ріст і розвиток рослин, а також накопичення ними біомаси у той драматичний рік, які спостерігали багато дослідників. [10].

Збільшення схожості та енергії проростання насіння, сили й швидкості росту рослин, посилення окремих фізіолого-біохімічних процесів, прискорення поділу клітин у меристемах і, зрештою, підвищення продуктивності відзначали багато авторів при вирощуванні рослин на експериментальних ділянках у зоні радіаційного впливу аварії й у більш пізні роки.



Безперечно, ці явища, котрі можна трактувати як прояв радіаційного гормезису, не можна розцінювати як позитивні – вони є одним із проявів соматичної дії іонізуючої радіації на рослини, специфічною реакцією, наслідки якої при систематичних проявах в умовах фітоценозів важко передбачити.

І тут варто згадати роботу молдавських дослідників, котра доповідалася на Всесоюзній конференції з прикладної радіобіології у Кишиневі в 1970 г., досить жваво обговорювалася, але не була опублікована у фахових виданнях. У ній доводилося про існування двох діапазонів доз гамма-радіації, при котрих проявляється ефект радіаційної стимуляції. Перший – в області відомих доз і другий – на порядок менших. Правда, при цьому говорилося про гостре одно-разове опромінення насіння. Проте, ці дози, враховуючи певні залежності, можна трансформувати і до умов хронічного опромінення вегетуючих рослин. І виявляється, що одержувані в результаті таких, може, спірних, перетворень рівні стимулюючих доз дуже близькі до тих, при яких за умов хронічного опромінення стимуляційні процеси на рослинах сосни спостерігали на гамма-полі у США А. Х. Сперроу і Г.М. Вудвел [11], а дещо пізніше на гамма-полі під Москвою відзначали В.М. Зезюлінський і Т.М. Гречановська [12] на деяких сільськогосподарських культурах. У даних випадках йдеться про потужності доз, які лише на порядок перевищують фонові, тобто які за вегетаційний період формують дозу зовнішнього опромінення близько 0,5 Р.

Усі ці дані однозначно свідчать про те, що суцесійні процеси можуть бути зумовлені саме за рахунок ослаблення позицій виду внаслідок дії іонізуючої радіації.

**Висновки.** Оцінюючи ситуацію в цілому, можна констатувати, що у теперішній час, через 25 років після аварії на Чорнобильській АЕС, навіть на територіях з високими рівнями радіонуклідного забруднення, за винятком території під колишнім “Рудим лісом” та деяких інших ділянок значно менших площ, не виявлено явних загроз існуванню рослинності. Проте очевидні прояви реакцій, які свідчать про явні і беззаперечні ознаки радіаційних уражень окремих видів рослин. Особливого значення набувають генетичні ефекти, котрі є наслідком порушень стабільності геному і є причиною виникнення мутацій, розшарування популяцій, випадіння окремих видів та, можливо, інших ефектів. У цьому немає протиріч, оскільки кумулятивні радіобіологічні процеси тривають протягом багатьох поколінь, що дозволяє припустити можливість неповної реалізації віддалених наслідків опромінення натеper. Крім того, негативній дії випромінювань протистоїть потужна система відновлювальних процесів, у цілому система надійності, що призвана забезпечити стабільність автохтонного складу біоценозу. І ця система проявляється на різних рівнях організації рослин – від молекулярної репарації до регенерації.

#### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Шевченко В.А., Абрамов В.И., Кальченко В.А. и др. Генетические последствия для популяций растений радиоактивного загрязнения окружающей среды в связи с Чернобыльской аварией // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36, вып. 4. – С. 531–545.
2. Кальченко В.А., Шевченко В.А., Рубанович А.В. и др. Генетический эффект в популяциях *Pinus silvestris* L. из Восточно-Уральского радиоактив-

- ного следа, зоны контроля аварии на ЧАЭС и района испытания ядерных устройств на Семипалатинском полигоне // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1995. – Т. 35, в. 5. – С. 702
3. Дубинин Н.П. Проблемы радиационной генетики. – М.: Госатомиздат, 1961. – 468 с.
  4. Шевченко В.А., Гриних Л.И. Цитогенетические эффекты в природных популяциях *Crepis tectorum*, подвергающихся хроническому облучению в районе Чернобыльской АЭС. Индукция аберраций хромосом в течение первых двух лет после аварии // Радиобиология. – 1990. – Т. 30, вып. 6. – С. 728–734.
  5. Коломієць О.Д. Геномна нестабільність і віддалені ефекти хронічного та гострого опромінення рослин // Радіобіологічні ефекти опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи. – К.: Наук. думка, 2008. – С. 33–69.
  6. Шершунова В.И., Зайнуллин В.Г. Мониторинг природных популяций *Dactylis glomerata* L. в зоне аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1995. – Т. 35, вып. 5. – С. 690–695.
  7. Сидоренко П.Г., Кордюм Е.Л., Прядко Е.И., Каркуцкий Г.Н. Цитогенетические исследования покрытосеменных растений, произрастающих в условиях радионуклидного загрязнения // Радиобиологический съезд. Киев, 20–25 сентября 1993 г. Тез. Докл. Ч. 3. – Пущино: Научный центр РАН, 1993. – С. 907–908.
  8. Попова О.Н., Фролова Н.П., Таскаев А.И. Уровень фенотипического разнообразия в потомстве послеаварийных репродукций *Plantago lanceolata* L. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1993. – С. 64–79.
  9. Михеев А.Н. Гетерогенность распределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  и обусловленные ими нагрузки на критические ткани главного корня проростков // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – N 39, вып. 6. – С. 663–666.
  10. Szabo A.S. Did the radioactive contamination in Hungary due to the disaster at the Chernobyl nuclear power station had a biopositive effect on plant // J. Radiat. and Nucl. Chem. Lett. – 1987. – V. 119, N 6. – P. 503–511.
  11. Sparrow A.H., Woodwell G.V. Prediction of the sensitivity of plants to chronic gamma radiation // Radioecology. – N.Y., Washington: Reinhold, 1963. – P. 257–285.
  12. Зезюлинский В.М., Гречановская Т.М. Стимуляция и угнетение растений при гамма-облучении в разные периоды вегетации // Всес. научн. конф. по применению изотопов и излучений в сельском хозяйстве (Москва, 20–24 июня 1967 г.). – М.: ВАСХНИЛ, 1968. – С. 110–111.
-