

Національна академія наук України
Інститут гідробіології

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Явнюк Андріан Андріанович

УДК [[581.141:582.542.11]:504.455(477.41/.42)](043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ

**ОСОБЛИВОСТІ РАНЬОГО ОНТОГЕНЕЗУ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО
PHRAGMITES AUSTRALIS (CAV.) TRIN. EX STEUD. В УМОВАХ
РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ**

03.00.17 – гідробіологія

(03 – біологічні науки)

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Явнюк Андріан Андріанович

Науковий керівник: Кутлахмедов Юрій Олексійович,
доктор біологічних наук, професор

Київ – 2019

АНОТАЦІЯ

Явнюк А. А. Особливості раннього онтогенезу очерету звичайного *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. в умовах радіонуклідного забруднення водойм. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 03.00.17 «Гідробіологія». – Інститут гідробіології НАН України, Київ, 2019.

Дисертація присвячена комплексному дослідженню порушень розвитку насіннєвого потомства *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. за умов впливу тривалого низькоінтенсивного йонізувального опромінення та різної тривалості періоду спокою насіння.

Розроблено камерні моделі переходу ^{90}Sr та ^{137}Cs з абіотичних компонентів до вегетуючих рослин очерету звичайного для екосистем озер Глибоке та Далеке Чорнобильської зони відчуження (далі ЧЗВ) за 20-річний період від 2000 р. до прогнозованого 2020 р. Моделі верифіковані за натурними даними. Виявлено періоди «інтенсивних змін» та «динамічної рівноваги» вмісту радіонуклідів у біомасі популяції очерету тривалістю у середньому 5 та 15 років, відповідно. Протягом першого періоду рослини накопичують до половини вмісту радіонуклідів від розрахованого за 20 модельних років.

Встановлено обернену залежність життєздатності насіннєвого потомства очерету від поглиненої дози хронічного опромінення. Показники схожості та життєздатності насіння рослин водойм ЧЗВ були нижчими в середньому у 1,4 та 1,8 разів відповідно, а енергія проростання та виживаність паростків – у 2 та 1,2 рази, відповідно, порівняно з референтними вибірками.

Часовий фактор вірогідно впливав на життєздатність насіннєвого потомства очерету. Зі зростанням тривалості періоду спокою з 20–30 до 120–160 діб часовий

інтервал між появою першого та останнього насіннєвого паростка рослин з водойм ЧЗВ скоротився майже у 3 рази, а показники схожості, енергії проростання та життєздатності насіння зросли на 10, 15 та 22%, відповідно. У насіннєвого потомства рослин з референтних водойм часовий інтервал між появою першого та останнього паростка насіння скоротився у 1,5 рази, а показники схожості, енергії проростання та життєздатності насіння, навпаки, знижувалися на 28, 32 та 15%, відповідно.

Криві динаміки схожості насіння очерету звичайного з полігонних водойм – озер Далеке, Азбучмн, Яновського затону та ВО ЧАЕС, де середня потужність поглиненої дози на батьківське рослина не перевищує 10 мкГр/год, після короткого періоду спокою тривалістю в 20-30 діб, характеризувалися вірогідною логарифмічною залежністю.

Схожість насіння рослин з оз. Глибоке, при середній потужності поглиненої дози на батьківське рослина 34 мкГр/год, вірогідно зростала відповідно до лінійної функцією з малим кутом нахилу. Для кривих схожості насіння рослин з референтних водойм, де середня потужність поглиненої батьківськими рослинами дози не перевищує 0,036 мкГр/год, були характерні коротка логарифмічна фаза тривалістю 8 діб і плато до кінця періоду спостереження. Така s-подібна форма властива нормальному процесу проростання.

За додаткового гострого опромінення у дозі 1 Гр енергія проростання та життєздатність насіння рослин з референтних вибірок у середньому збільшилася на 22 та 11% відповідно, а з водойм ЧЗВ – на 9 та 4% відповідно. Виживаність паростків насіння з референтних вибірок зменшилася на 6%, а з водойм ЧЗВ – збільшилася в середньому на 10%. За додаткового опромінення у дозах 25, 75 та 150 Гр виживаність паростків насіння знижувалася до 50% у градієнті зростання потужності дози хронічного опромінення до 34 мкГр/год.

Фактори хронічного та гострого опромінення вірогідно впливали на довжину паростків насіння очерету звичайного, що підтверджено результатами двофакторного аналізу. Середня довжина коренів та листків вірогідно зменшувалася майже на 40% у градієнті зростання потужності поглиненої дози хронічного опромінення від 0,03 до 34 мкГр/год.

Довжина коренів насіннєвих паростків рослин з водойм ЧЗВ після додаткового гострого опромінення у дозі 1 Гр в середньому збільшилася на 19% у порівнянні з контрольними неопроміненими паростками. У референтних вибірках більш чутливими до дії додаткового опромінення був показник довжини листків, що збільшувався у середньому на 14% у порівнянні з неопроміненим контролем.

Додаткове опромінення насінин рослин з водойм ЧЗВ у дозах 25, 75 та 150 Гр спричиняло зменшення довжини коренів та листків на 40%, а їх активний ріст починається на 7 діб пізніше порівняно з контролем. У насіннєвих паростків рослин референтної водойми такої затримки не виявлено, а довжина коренів і листків у середньому зменшилася на 30%. Динаміка росту коренів та листків насіннєвих паростків рослин з референтної водойми характеризувалася вірогідною лінійною ($p = 0,05-0,22$), а з водойм ЧЗВ – експоненційною кривою ($p = 0,008-0,14$).

Динаміка ростових процесів коренів і листків насіннєвих паростків рослин з водойм ЧЗВ характеризувалася експоненційною залежністю ($R^2 = 0,89-0,997$ та $0,93-0,999$ відповідно). Ріст коренів і листків насіннєвих проростків рослин референтних водойм характеризувався лінійною залежністю ($R^2 = 0,75-0,99$ та $0,83-0,96$ відповідно).

Встановлено вірогідну обернену кореляцію між дозою додаткового гострого опромінення і довжиною коренів та листків проростків насіння з рівнем значущості $P = 0,8$. Коефіцієнт кореляції, відповідно, становив для референтної водойми (оз. Вербне) -0,99 і -0,94; ВО ЧАЕС: -0,89 і -0,80; оз. Глибоке: -0,93 і -0,89.

Результати регресійного аналізу вказують на експоненційну залежність між дозою гострого опромінення і довжиною коренів і листків проростків насіння рослин з водойм ЧЗВ ($R^2 = 0,80-0,92$ та $0,72-0,84$ відповідно). Для коренів і листя паростків насіння рослин з оз. Вербне така залежність була лінійною ($R^2 = 0,99$ і $0,87$).

Найпоширенішими аномаліями життєздатних насіннєвих паростків очерту водойм ЧЗВ були порушення органогенезу та геотропізму. Їх частка від загальної кількості аномальних паростків сягала 63 та 73% відповідно. У паростків насіння рослин з референтних водойм загальна кількість таких порушень не перевищувала

5%. Кількість некрозів кореня у референтних вибірках була у 2 рази меншою, ніж у вибірках з водойм ЧЗВ.

Загальна кількість аномалій у життєздатних паростків насіння очерету водойм ЧЗВ після збільшення тривалості періоду спокою з 20–30 до 120–160 діб зменшилася у 5 разів, а кількість некрозів коренів – у 2 рази.

Після тривалого періоду спокою кількість аномалій життєздатних паростків та некрозів коренів паростків рослин водойм ЧЗВ знизилася у середньому в 5 та 2 рази, відповідно, тоді як кількість аномалій насіннєвих паростків рослин з референтних водойм практично не змінилася, а кількість некрозів коренів зменшилася у 5 разів. За потужності поглиненої дози 5,8–34 мкГр/год кількість порушень органогенезу паростків у середньому вдвічі зменшилася, однак їх частка від загальної кількості порушень зросла у 2 рази. За найвищих потужностей доз у 10 та 34 мкГр/год кількість порушень геотропізму зменшилася в 4 рази, а їх частка від загальної кількості аномалій – у 2–3 разі.

Насіннєве потомство очерету з водойм ЧЗВ характеризувалося підвищеннем стійкості до додаткового гострого опромінення в градієнті збільшення потужності поглиненої хронічної дози на батьківські рослини в діапазоні 1,9–34,0 мкГр/год. При підвищенні дози додаткового опромінення з 25 до 150 Гр, потужностях поглиненої дози хронічного опромінення 1,9 і 34 мкГр/год, виживаність насіннєвих паростків очерету звичайного з водойм ЧЗВ знизилася в 6 і 3 рази відповідно, а з референтної водойми – в 14 разів.

Хронічне радіонуклідне забруднення водойм ЧЗВ призводить до виникнення порушень в розвитку насіннєвого потомства очерету звичайного на ранніх стадіях онтогенезу. Виживаність паростків насіння, морфометричні показники росту коренів і листків, загальна кількість порушень життєздатних проростків вірогідно відображають вплив радіаційного фактору і можуть бути рекомендовані для оцінки ураження очерету звичайного в умовах тривалого низькоінтенсивного впливу йонізувального опромінення в забруднених радіонуклідами водоймах.

Ключові слова: очерет звичайний, Чорнобильська зона відчуження, проростання насіння, хронічне і гостре йонізувальне опромінення, життєздатність насінневого потомства, аномалії паростків, радіоморфози.

ABSTRACT

Iavniuk A. A. Peculiarities of early ontogenesis of the common reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. in conditions of water bodies radionuclide contamination. – Qualification research work as the manuscript.

Ph. D. thesis on biology of 03.00.17 major "Hydrobiology". – Institute of hydrobiology of the NAS of Ukraine, Kyiv, 2019.

The thesis is devoted to the complex investigation of ontogenesis of seed progeny of the common reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. in conditions of long-term low intensity ionizing radiation impact and different durability of seed dormant period.

The box models of ^{90}Sr and ^{137}Cs transition from abiotic components to the common reed vegetating plants for Glyboke and Daleke Lake ecosystems of Chernobyl Exclusion Zone (CEZ), during 20-year period from 2000 to forecasted 2020, were developed. The models were verified on the basis of natural data. The periods of "intense changes" and "dynamic equilibrium" of the radionuclides content in biomass of the common reed population, with the average duration of 5 and 15 years, respectively, were found. During the first period, plants accumulate up to half of the estimated radionuclides content for 20 model years.

Inverse dependence of the common reed seed progeny vitality on long-term absorbed dose, was established. Indices of germinating ability and seeds vitality of plants from the CEZ water bodies, on average, were lower by 1.4 and 1.8 times respectively, the germination energy and survival rate of seedlings were lower by 2 and 1.2 times respectively in comparison with the reference samples.

Time factor had reliable impact on the common reed seed progeny vitality. When the dormant period duration increase from 20–30 to 120–160 days, the time interval between appearance of the first and last seedling of plants from CEZ, was reduced by almost 3 times, and the germinating ability, germination energy and seeds vitality increased by 10, 15 and 22%, respectively. The time interval between appearance of the first and last seedling of seed progeny from the reference reservoirs, decreased by 1.5 times, and the germinating ability, germination energy and seeds vitality, by contrast, decreased by 28, 32 and 15%, respectively.

Curves of the dynamics of seed germination of common reed from polygon reservoirs – Daleke, Azbuchin Lakes, Yanivsky Crawl and the Chernobyl NPP cooling pond, where the average absorbed dose rate per parent plant does not exceed $10 \mu\text{Gy hour}^{-1}$, after the short rest period of 20–30 days, was characterized by reliable logarithmic dependence.

Germinating ability of seeds from Glyboke Lake, with an average absorbed dose rate per parent plant of $34 \mu\text{Gy hour}^{-1}$, was significantly increased in accordance with the linear function with a small inclination angle. The seed germination curves of plants from the reference water bodies, where the average absorbed rate per parent plants does not exceed $0.036 \mu\text{Gy hour}^{-1}$, were characterized by a short logarithmic phase of 8 days and a plateau until the end of the observation period. This s-shape is characteristic of the normal germination process.

In conditions of additional acute exposure at a dose of 1 Gy, the germination energy and vitality of plant seeds from reference samples increased on average by 22 and 11% respectively and from reservoirs of CEZ – by 9 and 4% respectively. The survival rate of seedlings from reference samples decreased by 6%, and from the reservoirs of CEZ – increased by an average of 10%. In conditions of additional irradiation at doses of 25, 75 and 150 Gy, the survival rate of seedlings decreased to 50% in the dose rate gradient of long-term exposure growing up to $34 \mu\text{Gy hour}^{-1}$.

The factors of long-term and acute irradiation reliably effected the seedling length of the common reed seedlings, it was confirmed by the results of two-factor analysis. The average length of the root and leaf reliably decreased by almost 40% in the dose rate gradient of long-term exposure growing up from 0.03 to $34 \mu\text{Gy hour}^{-1}$.

The length of the roots of plant seedlings from CEZ reservoirs after additional 1-Gy acute exposure, on average, increased by 19% compared with control non-irradiated ones. In the reference samples the index of leaf length, which increased by an average of 14% compared to non-irradiated control, was more sensitive to the effect of additional irradiation.

Additional irradiation of plant seedlings from CEZ reservoirs at doses of 25, 75 and 150 Gy caused a decrease in the length of the roots and leaves by 40%, and their active growth began 7 days later compared with the control. For plant seedlings from the reference reservoir, this delay was not detected, and roots and leaves length decreased by 30% on average. The dynamics of plant seedling roots and leaves growth from the reference reservoir was characterized by probable linear ($p = 0.05–0.22$), and from CEZ reservoirs – exponential curve ($p = 0.008–0.14$).

The dynamics of the growth processes of the roots and leaves of seedlings of plants from CEZ reservoirs, was characterized by an exponential dependence ($R^2 = 0.89–0.997$ and $0.93–0.999$, respectively). The growth of the roots and leaves of seedlings of plants in the reference water bodies was subject to a linear relationship ($R^2 = 0.75–0.99$ and $0.83–0.96$, respectively).

A reliable inverse correlation between the dose of additional acute exposure and the length of the roots and leaves of seedlings, with a significance level of $P = 0.8$, was established. Correlation coefficient, respectively, was -0.99 and -0.94 for the reference water body (Verbne Lake); Chernobyl NPP: -0.89 and -0.80; Glyboke Lake: -0.93 and -0.89.

The regression analysis results indicate the exponential relationship between the acute exposure dose and the length of the roots and leaves of seedlings of plants from the CEZ reservoirs ($R^2 = 0.80–0.92$ and $0.72–0.84$, respectively). For the roots and leaves of seedlings of plants from the Verbne Lake, the linear dependence was established ($R^2 = 0.99$ and 0.87).

The most widespread abnormalities of the common reed vital seedlings from the CEZ water bodies, were the disorders of organogenesis and geotropism. Their part, with regard to the total abnormalities number, was up to 63 and 73% respectively. Total number of these abnormalities of seedlings from the reference water bodies did not exceed 5%. The root necrosis number in the reference samples was by 2 times less in comparison with water bodies of the CEZ.

Total number of abnormalities of vital seedlings of the common reed from CEZ after the increase of the dormant period duration from 20–30 to 120–160 days, on average, decreased by 5 times, and the number of seedlings with root necrosis – by 2 times.

After long dormant period, the number of anomalies of viable plant seedlings and roots necrosis from CEZ reservoirs was decreased by an average of 5 and 2 times, respectively, whereas the number of anomalies of plant seedlings from the reference reservoirs practically did not change, and the number of root necrosis decreased by 5 times. Under impact of the absorbed dose of 5.8–34 $\mu\text{Gy hour}^{-1}$ the number of seedling organogenesis was reduced by half on average, but their contribution to the total number of abnormalities was increased by 2 times. At the highest doses of 10 and 34 $\mu\text{Gy hour}^{-1}$, the number of geotropism disorders was decreased by 4 times, and their contribution to the total number of abnormalities – by 2–3 times.

Seed progeny of reed from CEZ reservoirs was characterized by increased resistance to additional acute irradiation in the gradient of growing-up absorbed chronic dose rate to parent plants in range of 1.9–34.0 $\mu\text{Gy hour}^{-1}$. With an increase of additional irradiation dose from 25 up to 150 Gy, at the chronic irradiation absorbed dose rate of 1.9 and 34 $\mu\text{Gy hour}^{-1}$, the vitality of seedlings of the common reed from the CEZ water reservoirs was reduced by 6 and 3 times, respectively, and from the reference reservoir – by 14 times.

Long-term radionuclide contamination of CEZ water bodies leads to disturbances in the development of seed progeny of common reed early stages ontogenesis. The survival rate of seedlings, morphometric indices of roots and leaves growth, total number of viable seedlings abnormalities reliably reflect the influence of the radiation factor and can be recommended for assessment the damage of reed under conditions of long-term low-intensity ionizing radiation impact in radionuclide contaminated water bodies.

Key words: common reed, Chernobyl Exclusion Zone, seed germination, long-term and acute ionizing radiation, vitality of seed progeny, anomalies of seedlings, radiomorphosis.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових виданнях

1. Шевцова Н.Л., **Явнюк А.А.**, Гудков Д.І. Вплив хронічної дії іонізуючої радіації на насіннєве потомство очерету звичайного у водоймах Чорнобильської зони відчуження. *Доповіді НАН України*. 2012. № 3. С. 162–167. (обробка даних, участь у аналізі даних та написанні статті).
2. Shevtsova, N.L., **Yavniuk, A.A.**, Gudkov, D.I. Effect of rest period on germination of the common reed seeds from the water bodies of the Chernobyl exclusion zone. *Hydrobiological Journal* 2014. Vol. 50. Iss. 5. P.7888. (обробка даних, участь у аналізі даних та написанні статті).
3. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Аномалії паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2014. №1. Т. 58. С. 71–76. (обробка даних, участь у аналізі даних та написанні статті,).
4. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Оцінка впливу додаткового радіаційного опромінення на морфометричні показники насіннєвих паростків *Phragmites australis* із водойм Чорнобильської зони відчуження. *Український ботанічний журнал*. 2015. № 5. Т. 72. С. 446–453. (участь у проведенні експериментів, обробці даних, аналізі та написанні статті).
5. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Аномалії проростання насіння очерету звичайного з водойм Чорнобильської зони відчуження за умов додаткового гострого йонізувального опромінення. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2016. № 1 (65). С. 51–60. (участь у проведенні експериментів, обробці даних, аналізі та написанні статті).
6. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A., Dzyubenko E.V., **Yavnyuk A.A.**, Kaglyan A.Ye., Nazarov A.B. Aquatic plants and animals in the Chernobyl exclusion zone:

effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization. *Genetics, Evolution and Radiation* / V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtomov, C. Seymour (Eds.). Cham: Springer International Publishing AG, 2016. P. 287–302. (*обробка експериментальних даних та участь у їх аналізі*).

Патенти

1. Кутлахмедов Ю.О., Матвєєва І.В., Кравець М.О., **Явнюк А.А.**, Петрусенко В.П., Боруль Н.В. Спосіб реконструкції та прогнозу забруднення екосистеми полютантами: пат. 101677 Україна: МПК 2015.01; заявл. 02.04.15, опубл. 25.09.15, Бюл. №18. (*обробка та аналіз даних, розробка математичних моделей, участь у створенні патенту*).

Статті у інших періодичних наукових виданнях

1. Гудков Д. І., Шевцова Н.Л., **Явнюк А.А.** Вплив хронічного іонізуючого опромінення на проростання та схожість насінин очерету звичайного. *Вісник Національного авіаційного університету*. 2011. Вип. 47. № 2. С. 131–136. (*обробка, участь у аналізі даних та написанні статті*).

2. Kutlakhmedov Yu.O. **Yavnyuk A.A.** Radionuclides Behaviour Modelling of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Glyboke and Daleke Lakes of Chernobyl Exclusion Zone. *Proceedings of the NAU*. 2013. Vol. 54. No 1. P. 101–105. (*обробка та аналіз експериментальних даних, участь у написанні статті*).

3. Шевцова Н.Л., Гудков Д.І., **Явнюк А.А.** Оцінка життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного в умовах тривалого радіаційного опромінення. *Вісник Житомирського національного агроекологічного університету*. 2016. №1 (55). Т. 3. С. 54–65. (*обробка даних, участь у аналізі та написанні статті*).

Матеріали та тези доповідей конференцій

1. **Yavnyuk A.A.**, Protsenko O.N., Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Some Morphological and Productional Changes of Hydrobionts within the Chernobyl Accident Exclusion Zone. *37th Annual Meeting of the European Radiation Research Society: Abstract book* (Prague, Czech Republic, 26th – 29th August 2009). Prague: 2009. P 126. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).
2. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.И., Левченко Я.И. Показатели жизнеспособности семян тростника обыкновенного в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения. *Сахаровские чтения 2010 года: экологические проблемы XXI века: материалы 10-й международной научной конференции* (г. Минск, Республика Беларусь, 20 – 21 мая 2010 г. В 2 ч.). Минск: МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2010. Ч. 2. С. 60–61. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).
3. Гудков Д.И., Шевцова Н.Л., Дзюбенко Е.В. Назаров А.Б., Проценко О.Н., **Явнюк А.А.** Эффекты хронического радиационного воздействия у гидробионтов чернобыльской зоны отчуждения. *Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: материалы VI Международной научно-практической конференции* (г. Семей, Казахстан, 4–7 февраля 2010 г.). Семей: 2010. Т. 2. Секц. 7. С. 354–359. (*Обробка та участь у аналізі експериментальних даних*).
4. Шевцова Н.Л., **Явнюк А.А.**, Гудков Д.І. Аналіз показників життєздатності насіння очерету звичайного у водоймах Чорнобильської зони відчуження. *Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: збірка тез міжнародної конференції* (м. Київ, 20–22 квітня 2011 р.). К: 2011. С. 241–242. (*Обробка даних та участь у аналізі та написанні тез*).
5. Шевцова Н.Л., Гудков Д.І., Каглян О.Є., **Явнюк А.А.** Вплив низькодозового хронічного опромінення на генетичні, морфологічні та репродуктивні показники очерета звичайного у водоймах Чорнобильської зони відчуження *Двадцать п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: збірка тез міжнародної конференції* (м. Київ, 20–22 квітня 2011 р.). К: 2011. С. 243–244. (*Обробка експериментальних даних, участь у аналізі та написанні тез*).

6. **Yavnyuk A.A.**, Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Study of Abnormalities During Early Ontogenesis of the Common Reed's Germs in Conditions of Long-Term Ionizing Radiation Impact. *14th International Congress of Radiation Research: abstract book* (Warszawa, Poland, 28 August – 1 September 2011). Warszawa: 2011. P 236. (*Написання тез, обробка та участь у аналізі експериментальних даних*).

7. **Yavnyuk A.A.**, Shevtsova N.L., Gudkov D.I. The Common Reed Seeds' Viability from Water-Bodies with Different Levels of Radioactive Contamination. *13th International Congress of the International Radiation Protection Association: IRPA13 abstracts* (Glasgow, Great Britain, 13–18 May, 2012). Glasgow: 2012. P. 1103. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

8. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Вплив хронічного йонізувального випромінення на життєздатність насіння очерету звичайного у водоймах різного типу в Чорнобильській зоні відчуження. *Екологічна безпека держави: тези доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих вчених та студентів* (м. Київ, 17–18 квітня 2012 р.). К.: НАУ, 2012. С. 201–202. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

9. Шевцова Н.Л., **Явнюк А.А.**, Гудков Д.І. Вищі водні рослини в екологічному нормуванні. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції* (м. Алушта, АР Крим 10–14 вересня 2012 р.). Харків: 2012. С. 212–218. (*Обробка експериментальних даних, участь у аналізі даних та написанні тез*).

10. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Эффекты малых доз ионизирующего излучения у тростника обыкновенного в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения. *Малые дозы: материалы Международной научной конференции, посвященной 25-летию Института радиобиологии НАН Беларусь* (г. Минск, Республика Беларусь, 26–28 сентября 2012 г.). Минск: Институт радиобиологии, 2012. С. 157–159. (*Участь у написанні тез, обробці та аналізі експериментальних даних*).

11. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Ефекти хронічного та гострого йонізувального випромінення в очерету звичайного у водоймах Чорнобильської зони

відчуження. *Екологічна безпека держави: тези доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів* (м. Київ, 16–18 квітня 2013 р.). К.: НАУ, 2013. С. 203–204. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

12. **Iavniuk A.A.**, Kutlakhmedov Iu. O. Box Models of ^{137}Cs and ^{90}Sr Radionuclides Migration in Glyboke and Daleke Lakes within Chernobyl Exclusion Zone. *IV Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю: матеріали міжнародної конференції* (м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р.). Вінниця: видавництво ВНТУ, 2013. С. 436–438. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

13. **Явнюк А.А.** Життєздатність паростків очерету звичайного за умов хронічного та гострого впливу йонізувального випромінення. *Актуальні проблеми сучасної гідроекології: збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 95-річчю заснування Національної академії наук України* (м. Київ, 5–6 листопада 2013 р.). К.: Інститут гідробіології НАНУ, 2013. С. 104–105. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

14. **Iavniuk A.**, Shevtsova N., Gudkov D. Dynamics of growth processes of the common reed's seed from water bodies in the Chernobyl exclusion zone after additional irradiation. *Third International Conference on Radiation and Applications in Various Fields of Research: book of abstracts* (Budva, Montenegro, June 8–12, 2015). Budva, 2015. P. 456. (*Обробка даних, участь у аналізі та написанні тез*).

15. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Ростові процеси паростків насіння очерету звичайного в умовах хронічного та додаткового гострого йонізувального опромінення. VI з'їзд Радіобіологічного товариства України: тези доповідей (м. Київ, 5–9 жовтня 2015 р.). К., 2015. С. 139. (*Обробка даних, участь у аналізі та написанні тез*).

16. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Аномалії паростків насіння очерету звичайного з водойм Чорнобильської зони відчуження за умов додаткового йонізувального опромінення. *XXIII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України: тези доповідей* (м. Київ, 1–5 лютого 2016 р.). К., 2016. С. 198–199. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

17. Явнюк А.А., Кутлахмедов Ю.О. Камерні моделі поведінки радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в озері Глибоке Чорнобильської зони відчуження. III науково-практична конференція молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем»: збірник матеріалів (м. Київ, 6–7 жовтня 2016 р). К.: Інститут гідробіології НАНУ, 2016. С. 60–62. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).
18. Явнюк А.А., Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Порушення розвитку насіннєвого потомства очерету звичайного *Phragmites australis* за умов радіонуклідного забруднення водойм. XXIV Щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України: тези доповідей (м. Київ, 10–13 квітня 2017 р.). К., 2017. С. 217–218. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).
19. Явнюк А.А., Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Вплив тривалості латентного періоду та режимів опромінення на життєздатність насіннєвого потомства очерету звичайного з водойм Чорнобильської зони відчуження. Вода: проблеми та шляхи вирішення: збірник статей Науково-практичної конференції із міжнародною участю (м. Житомир, 5–8 липня 2017 р.). Житомир: Вид-во ЕЦ «Укрекобіокон», 2017. С. 299–304. (*Участь у написанні статті, обробці та аналізі експериментальних даних*).
20. Iavniuk A., Shevtsova N., Gudkov D. Disorders of the initial ontogenesis of seed progeny of the common reed (*Phragmites australis*) from water bodies within the Chernobyl Exclusion Zone. 4th International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity: Abstracts Book (Berlin, Germany, 3–8 September, 2017). Berlin, 2017. P. 680–682. (*Обробка даних, участь у аналізі та написанні тез*).
21. Явнюк А.А., Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Лінійні показники паростків насіння очерету звичайного з водойм Чорнобильської зони відчуження за умов додаткового гострого опромінення. XXV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України: тези доповіді (м. Київ, 16–20 квітня 2018 р.). К.: Інт ядерних дослідж., 2018. С. 202–204. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

22. Явнюк А.А., Шевцова Н.Л. Показники життєздатності насінневого потомства очерету звичайного водойм Чорнобильської зони відчуження за додаткового опромінення. *Міжнародна науково-практична конференція «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення»*: тези доповіді (м. Житомир, 26–27 квітня 2018 р.). Житомир: ЖНАЕУ, 2018. С. 334–338. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

ПОДЯКА

Автор висловлює глибоку шану та щиру вдячність за плідне співробітництво, консультативну допомогу, цінні поради та всебічну підтримку при проведенні досліджень науковому керівнику, завідувачу лабораторії радіоекологічної надійності біосистем відділу біофізики і радіобіології Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України, д.б.н., професору Кутлахмедову Юрію Олексійовичу; старшому науковому співробітнику відділу водної радіоекології Інституту гідробіології НАНУ, к.б.н., Шевцовій Н.Л.; завідувачу відділу водної радіоекології Інституту гідробіології НАНУ, старшому науковому співробітнику, д.б.н., Гудкову Д.І.; провідному науковому співробітнику відділу водної радіоекології Інституту гідробіології НАНУ, д.б.н., професору Кузьменку М.І.; провідному науковому співробітнику відділу водної радіоекології Інституту гідробіології НАНУ, д.б.н., Волковій О.М.; доценту кафедри екології Національного авіаційного університету к.б.н., доценту Білик Т.І., а також усім співробітникам відділу водної радіоекології Інституту гідробіології НАНУ за допомогу у відборі матеріалу та проведенні експериментальних досліджень.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ	20
ВСТУП.....	21
РОЗДІЛ 1. НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ ТА ЇХ ВПЛИВ НА БІОТУ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ).....	27
1.1. Надходження та поведінка радіонуклідів у компонентах водних екосистем.....	27
1.2. Існуючі камерні моделі міграції та розподілу радіонуклідів у екосистемах.....	33
1.3. Ефекти йонізувального опромінення у насіннєвого потомства вищих рослин на початку передгенеративного періоду.....	35
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	53
2.1. Геоморфологічна та радіоекологічна характеристика водних об'єктів досліджень	53
2.2. Характеристика очерету звичайного (<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. Ex Steud) як типового представника повітряно-водяних рослин	62
2.3. Методика відбору та пророщування насіння очерету звичайного	67
2.4. Методи визначення показників життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного	68
2.5. Схеми проведення експериментів	72
2.6. Методи математичної обробки отриманих даних	75
РОЗДІЛ 3. МОДЕЛІ ПОВЕДІНКИ РАДІОНУКЛІДІВ ^{90}SR ТА ^{137}CS В ОЗЕРАХ ГЛИБОКЕ ТА ДАЛЕКЕ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ.....	83
3.1. Камерні моделі динаміки вмісту радіонуклідів у компонентах озерних екосистем.....	83
3.2. Характер та інтенсивність змін вмісту радіонуклідів у компонентах озерних екосистем.....	89

3.3. Перерозподіл радіонуклідів у компонентах озерних екосистем (камерах моделей) протягом модельного періоду	92
3.4. Стійкість побудованих моделей 93	
3.5. Дозові навантажння на біоту (очерет звичайний) озерних екосистем 96	
РОЗДІЛ 4. ВПЛИВ ТРИВАЛОСТІ ПЕРІОДУ СПОКОЮ ТА ДОЗИ ЙОНІЗУВАЛЬНОГО ОПРОМІНЕННЯ НА ЖИТТЕЗДАТНІСТЬ НАСІННЄВОГО ПОТОМСТВА ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО	102
4.1. Показники життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного водойм ЧЗВ за умов хронічного йонізувального опромінення та періоду спокою різної тривалості.....	102
4.2. Показники життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного після додаткового гострого йонізувального опромінення за короткого періоду спокою	111
РОЗДІЛ 5. РОСТОВІ ПОКАЗНИКИ КОРЕНІВ ТА ЛИСТКІВ НАСІННЄВИХ ПАРОСТКІВ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО ЗА РІЗНИХ РЕЖИМІВ ОПРОМІНЕННЯ	126
5.1. Лінійні показники росту кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного після короткого та тривалого періоду спокою	126
5.2. Лінійні показники росту кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного після короткого періоду спокою та додаткового гострого йонізувального опромінення.....	128
5.3. Двофакторний аналіз впливу хронічного та додаткового гострого йонізувального опромінення на ростові процеси насіннєвого потомства очерету звичайного	138
РОЗДІЛ 6. МОРФОЛОГІЯ ПАРОСТКІВ ЗЕРНІВОК ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО З ВОДОЙМ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЗА РІЗНИХ РЕЖИМІВ ОПРОМІНЕННЯ	141
6.1. Аномалії паростків, сумісні з життєздатністю насіння.....	141
6.2. Некрози коренів.....	151
6.3. Аналіз кореляційних залежностей досліджуваних показників та доз	154

ЗАКЛЮЧЕННЯ.....	160
ВІСНОВКИ.....	164
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ.....	167
ДОДАТКИ	196
ДОДАТОК А.....	196
ДОДАТОК Б	197
ДОДАТОК В.....	198

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

Бк – Беккерель.

ВО ЧАЕС – водойма-охолодник Чорнобильської атомної електростанції.

Гр – Грей.

ДВ – донні відклади.

ДДГО – доза додаткового гострого опромінення.

К – контроль, зернівки очерету, не опромінені дозами в 1, 25, 75 та 150 Гр.

КПС – короткий період спокою.

ППД – потужність поглиненої дози.

МСР – маса сухої речовини.

ЗРВП – запас радіонуклідів на водозбірній площі.

СППБРД – середня потужність поглиненої батьківськими рослинами дози.

СУРС – Східно-Уральський радіоактивний слід.

ТПС – тривалий період спокою.

ЧЗВ – Чорнобильська зона відчуження.

ВСТУП

Актуальність теми. Наслідки аварій на підприємствах ядерно-паливного циклу, таких як Киштимська аварія (1957 р., СРСР), аварія на АЕС Трі-Майл-Айленд (1979 р., США), Чорнобильська катастрофа (1986 р., СРСР), аварія на АЕС «Фукусіма-1» (2011 р., Японія), що привели до широкомасштабного радіаційного забруднення навколошнього середовища, потребують перегляду існуючих підходів до оцінки радіаційних та радіоекологічних ризиків і повинні розглядатися не тільки відносно людини, але й біоти. Міжнародною Комісією з радіаційного захисту започатковано створення наукових баз даних для розрахунку дозових навантажень та прогнозування радіаційних загроз біоті на популяційному, біоценотичному та екосистемному рівнях [235]. Тому науковцям України необхідно активно інтегруватися до аналізу вже існуючих та створення нових баз даних щодо радіобіологічних ефектів тривалого низькоінтенсивного радіаційного опромінення рослин і тварин.

Відповідно до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЕС, у системі оцінки екологічного стану поверхневих вод особливе місце серед біотичних складових належить макрофітам. Важливим джерелом інформації про ураження вищих рослин в умовах тривалого антропогенного радіонуклідного забруднення водних екосистем є дані про порушення раннього онтогенезу рослинного організму. Об'єктивну оцінку наявності таких порушень забезпечує аналіз морфологічних і фізіологічних характеристик паростків насіння та показників життєздатності насінневого потомства [52, 54, 59, 87, 94, 141]. Ці показники у наземних рослин добре досліджені та внесені як референтні у систему комплексної оцінки екологічного стану наземних екосистем, відповідно до публікації 108 Міжнародної комісії з радіобіологічного захисту «Захист довкілля: концепція та використання референтних тварин та рослин» (2008 р.). Проте подібні дослідження для водних макрофітів досить обмежені і не використовуються при оцінюванні радіоекологічного стану

водних екосистем в Україні, що і визначає актуальність проведеного дисертаційного дослідження.

Після аварії на Чорнобильській АЕС значна кількість радіонуклідів надійшла у водні екосистеми, де вищі водяні рослини беруть активну участь в їх перерозподілі. Особливої уваги заслуговує очерет звичайний *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., який широко поширений у водоймах Чорнобильської зони відчуження, зарості якого можуть займати до половини площині повітряно-водяних рослин цих водойм [63]. Очерет має розгалужену кореневу систему, довжина повзучих кореневищ якої може сягати 2,5 м, що сприяє активному накопиченню радіонуклідів [153]. Показники коефіцієнтів накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs за участю кореневої системи у водоймах зони відчуження ЧАЕС для очерету звичайного становлять у середньому близько 50 та 600, відповідно [63].

Відомо, що очерет звичайний характеризується високою насіннєвою продуктивністю – один наземний пагін може містити в суцвітті від 5000 до 50000 насінин, схожість яких за сприятливих умов становить понад 50% [212, 248, 259]. До теперішнього часу життєздатність насіннєвого потомства очерету звичайного, з урахуванням комплексу фізіологічних та морфологічних показників за умов тривалого низькоінтенсивного йонізувального опромінення, залишалась поза увагою дослідників. Результати таких досліджень могли б використовуватися для оцінки радіаційних та радіоекологічних ризиків водних екосистем.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Робота виконана на базах кафедри екології Національного авіаційного університету МОН України – відповідно до плану наукових досліджень згідно з держбюджетною (кафедральною) науковою тематикою № 4/10.02.03 «Дослідження екологічної безпеки біоти забруднених радіонуклідами екосистем» (2012–2014 pp.), у рамках науково-дослідної теми «Екотоксикологічна оцінка водних об'єктів мегаполісу на прикладі м. Києва» (№ ДР 0117U002372, 2016–2018 pp.).

Мета та завдання дослідження

Метою дослідження є оцінка порушень розвитку насіннєвого потомства очерету звичайного в градієнті потужності поглиненої дози йонізувального

опромінення на батьківські рослини у водоймах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ).

Завдання досліджень:

1. Дослідити динаміку переходу ^{90}Sr та ^{137}Cs від абіотичних компонентів водних екосистем до очерету звичайного.
2. Виявити зміни життєздатності насінневого потомства та особливості росту паростків зернівок очерету звичайного у градієнті потужності поглиненої дози на вегетуючу рослину у водоймах ЧЗВ та за різних режимів додаткового гострого йонізувального опромінення.
3. Дослідити морфологічні порушення паростків зернівок очерету звичайного з водойм ЧЗВ.
4. Встановити найбільш чутливі показники раннього онтогенезу очерету звичайного для оцінки радіаційного ураження досліджуваних рослин в умовах радіонуклідного забруднення водойм.

Об'єкт досліджень – ранній онтогенез очерету звичайного водойм Чорнобильської зони відчуження.

Предмет досліджень – насіннєве потомство очерету звичайного *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. з водойм Чорнобильської зони відчуження, його морфологічні, фізіологічні показники та життєздатність.

Методи досліджень. У роботі використані стандартні методи відбору та пророщування насіння у лабораторних умовах, визначення показників росту та аномалій розвитку первинного кореня та листка паростків зернівок, дослідження показників життєздатності насінневого потомства очерету звичайного, метод додаткового опромінення насіння, метод камерних моделей дослідження переходу радіонуклідів між абіотичними та біотичними компонентами екосистеми, статистичні методи аналізу отриманих результатів, двофакторний та кореляційно-регресійний аналіз.

Наукова новизна одержаних результатів

Дисертантом вперше:

- досліджено стан насіннєвого потомства очерету звичайного в умовах впливу тривалого низькоінтенсивного йонізувального опромінення батьківських рослин у водоймах ЧЗВ;
- виявлено порушення раннього онтогенезу за комплексом фізіологічних, морфологічних показників та показників життєздатності;
- доведено значущість тривалості періоду спокою насіння для елімінації прихованих порушень у насіннєвого потомства очерету звичайного;
- проаналізовано взаємозв'язок між порушеннями розвитку насіннєвого потомства очерету звичайного та ступенем радіаційного навантаження на батьківські рослини;
- запропоновано прогноз динаміки переходу з абіотичних компонентів до очерету звичайного основних дозоформуючих радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs .

Практичне значення одержаних результатів. Проведені дослідження є важливою складовою у вивченні біоти водних екосистем, що зазнають антропогенного радіонуклідного забруднення. Отримані результати можуть використовуватися для оцінки стану макрофітів за умов тривалого низькоінтенсивного йонізувального опромінення.

Досліджені показники життєздатності насіннєвого потомства очерету, показники росту кореня та листка паростка, а також їх аномалії доповнюють існуючі бази даних дозозалежних ефектів хронічного впливу йонізувального опромінення на живі організми. Проведені дослідження вказують на те, що очерет звичайний можна використовувати як референтний вид для оцінки якості водного середовища за умов радіонуклідного забруднення. Результати досліджень можуть бути використані при розробці реабілітаційних заходів, спрямованих на покращення екологічного стану водних екосистем. Розроблені моделі динаміки переходу радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs з абіотичних компонентів до очерету звичайного дозволяють робити прогнози формування дози опромінення гідробіонтів у озерних екосистемах.

Особистий внесок здобувача. Дисертантом спільно з науковим керівником проведено вибір напрямку досліджень і аналіз отриманих результатів. Здобувачем здійснено огляд наукової літератури, освоєно низку методів, необхідних для проведення досліджень. Здобувач безпосередньо брав участь у плануванні та розробці всіх складових виконаних досліджень, проводив лабораторні досліди, розробляв математичні моделі, аналізував та математично обробляв отримані дані, а також сформулював основні положення та висновки дисертаційної роботи.

Результати виконаних автором досліджень відображені у публікаціях спільно з науковим керівником та співавторами. Права співавторів публікацій при викладенні дисертації та автореферату не порушено.

Апробація результатів дисертації. Результати досліджень представлено та обговорено на таких наукових форумах: 37-му Щорічному з'їзді Європейського товариства радіаційних досліджень (2009, Прага, Чеська Республіка); 10-й Міжнародній конференції «Сахаровські читання 2010 року: екологічні проблеми ХХІ століття» (2010, Мінськ, Республіка Білорусь); VI Міжнародній науково-практичній конференції «Важкі метали і радіонукліди в навколошньому середовищі» (2010, Семей, Казахстан); Міжнародній конференції «Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього» (2011, Київ); 14-му Міжнародному конгресі радіаційних досліджень (2011, Варшава, Республіка Польща); 13-му Конгресі Міжнародної асоціації з радіаційного захисту (2012, Глазго, Велика Британія); Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих вчених та студентів «Екологічна безпека держави» (2012, 2013, Київ); VIII Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення» (2012, Алушта); Міжнародній науковій конференції, присвяченій 25-річчю Інституту радіобіології НАН Білорусі «Малые дозы» (2012, Мінськ, Республіка Білорусь); IV Всеукраїнському з'їзді екологів з міжнародною участю (2013, Вінниця); Науково-практичній конференції, присвяченій 95-річчю заснування Національної академії наук України «Актуальні проблеми сучасної гідроекології» (2013, Київ); III Міжнародній конференції з радіації та діяльності у різних галузях науки (2015, Будва, Республіка Чорногорія); VI з'їзді радіобіологів України (2015,

Київ); ХХІІІ Щорічній науковій конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (2016, Київ); III науково-практичній конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (2016, Київ); ХХІV Щорічній науковій конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (2017, Київ); Науково-практичній конференції із міжнародною участю «Вода: проблеми та шляхи вирішення» (2017, Житомир); 4-й Міжнародній конференції з радіоекології та радіоактивності навколошнього середовища (2017, Берлін, ФРН); ХХV щорічній науковій конференції Інституту ядерних досліджень НАН України (2018, Київ); Міжнародній науково-практичній конференції «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення» (2018, Житомир).

Публікації за темою дисертації. За матеріалами дисертації опубліковано 32 праці: 8 статей, 5 з яких у наукових фахових виданнях з біологічних наук, 1 з яких входить до наукометричних баз Web of Science, Scopus; 1 розділ книги видавництва Springer, яка входить до Scopus; 22 тез у матеріалах вітчизняних та міжнародних конференцій; 1 патент (у співавторстві).

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з 6 розділів та включає вступ, огляд літератури, опис матеріалів та методів досліджень, результати досліджень, їх обговорення та узагальнення, заключення, висновки, список використаної літератури та додатки.

Роботу викладено на 204 сторінках. Рукопис містить 33 таблиці, 63 рисунка. Список використаної літератури нараховує 295 джерел, з яких 234 – іншомовні.

РОЗДІЛ 1. НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ ТА ЇХ ВПЛИВ НА БІОТУ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)

1.1. Надходження та поведінка радіонуклідів у компонентах водних екосистем

Дослідження радіонуклідного забруднення водойм ЧЗВ показали, що його першоджерелом були радіоактивні речовини, які надійшли до водойм протягом перших тижнів після аварії на ЧАЕС у 1986 р., та їх подальше надходження з території водозбору [60, 68, 113, 243]. Вміст радіонуклідів у компонентах водної екосистеми залежить від гідродинамічних процесів їх транспорту до або за межі водойми. Важливу роль при цьому відіграє трансформація радіонуклідів у ґрунтах водозбірних територій та донних відкладах водойм, а також міграція з водними течіями [62, 68].

Шляхи надходження радіонуклідів у ріки та слабко проточні або замкнені водойми відрізняються. При надходженні радіонуклідів у ріки основним джерелом забруднення екосистеми є змив з водозбірних територій та надходження з приток річок. Для замкнених та слабко проточних водойм основним джерелом забруднення є змив з водозбірних територій та суттєво обмежений водообмін. У цих водних екосистемах радіонукліди переважно накопичуються в донних відкладах. Мобільні форми радіонуклідів можуть переходити з донних відкладів у водні маси і навпаки [30, 39, 65, 68, 69, 236].

1.1.1. Радіонукліди у воді водойм ЧЗВ

Радіонукліди у водному середовищі водойм знаходяться у двох основних формах: розчинені та сорбовані на зависяx [38, 39, 68, 107, 236]. Результати досліджень розчинних форм ^{90}Sr , ^{134}Cs та ^{137}Cs у водоймах ЧЗВ, а також Київського водосховища у період з 1989 по 2003 р., представлені у монографії [107], показали що після припинення надходження радіонуклідів на поверхню водного дзеркала водойм

у вигляді аерозолів, вміст радіонуклідів визначався процесами змиву з території водозбору весняними повенями та дощовими опадами, а також процесами трансформації та міграції в компонентах водних екосистем. Питома активність забруднених ґрунтів на території водозбору у межах ЧЗВ, з яких відбувався стік, досягав 40,7 kBk/kg [108]. Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у воді водойм ЧЗВ від моменту аварії істотно коливалася. Так середньорічний вміст ^{90}Sr у період з 1997 по 2004 р. у воді водойми-охолодника ЧАЕС (далі ВО ЧАЕС), Янівського затону, озер Далеке, Азбучин та Глибоке становив відповідно 2, 30, 43, 99 та 104 kBk/l. Вміст ^{137}Cs у воді більшої частини цих водойм був на порядок менший – 2,5, 3,4, 2,7, 12 та 10 kBk/l [68]. Досліджено, що вміст радіонуклідів у воді водойм ЧЗВ залежить від вторинних процесів, таких як змив з площ водозбору, десорбція з донних відкладів [107, 108]. Ці процеси значною мірою визначаються фізико-хімічними формами радіонуклідів у випадіннях, гідрологічними і геологічними режимами забруднених територій, гідротехнічних комплексів, та окремих водозборів. Особливу роль у вторинних процесах забруднення водойм відіграють водоохоронні заходи [108, 123]. Одразу після аварії радіонукліди, які надходили у водойми, були переважно зв'язаними на зважених часточках [107]. Дослідниками встановлено, що у перші два тижні після аварії максимальна питома бета-активність води у р. Прип'ять на пригирловій ділянці становила 100–370 kBk/m³ [31, 47, 79, 155, 118]. Зважені часточки поступово руйнувалися під впливом фізико-хімічних та біотичних чинників, завдяки чому радіонукліди переходили у розчинну форму, доступну для гідробіонтів [107]. У період з 5 по 10 травня 1986 р. після припинення аерозольних випадінь, розпаду короткоіснуючих ізотопів, осадження великих часток на дно водойм та виносу дрібних часток водними потоками, рівні забруднення поверхневих вод значно знизилися. До середини травня 1986 р. загальна питома радіоактивність р. Прип'ять знизилася до кількох тисяч kBk/m³, у червні – до 180–200 kBk/m³, а з початку листопада 1986 до початку 1987 р. вона становила не більше 40 kBk/m³. Серед радіоактивних полютантів води найбільшу частку радіонуклідного забруднення води складають радіонукліди ^{90}Sr та ^{137}Cs [1, 12, 64, 88, 103, 107, 108].

1.1.2. Радіонукліди у зависях водойм ЧЗВ та каскаду дніпровських водосховищ

Зависі з сорбованими радіонуклідами є джерелом додаткової радіоактивності у водній товщі. Вміст радіонуклідів у зависях залежить від їх складу, сезону, гідрометеорологічних умов та наявності завислих «гарячих» часточок [106, 107, 168]. Після аварії у 1986 р. вміст радіонуклідів у зависях водойм суттєво зменшився завдяки природним процесам водообміну, осіданню в донні відклади та біоакумуляції. Не зважаючи на це, вивчення вмісту даних радіонуклідів у зависях є невід'ємною складовою при дослідження форм знаходження ^{137}Cs та ^{90}Sr у біоті та донних відкладах.

На прикладі найбільш забрудненої водойми Чорнобильської зони відчуження, оз. Глибоке, показано, що у період з листопада 1997 р. по вересень 1998 р. мінімальну питому активність ^{90}Sr у зависях виявлено у вересні (у межах 57,8 кБк/кг), а максимальну – у травні (668,0 кБк/кг). Мінімальна активність ^{137}Cs також зафіксована у травні (48,3 кБк/кг), однак максимальна – у березні (265,0 кБк/кг) [107]. В ході досліджень встановлено, що ^{90}Sr у всіх досліджуваних водоймах знаходиться переважно в розчинній формі, а ^{137}Cs – як в розчинній, так і в сорбованій на зависях [107, 236]. Дослідження фізико-хімічних форм ^{90}Sr у компонентах оз. Глибоке, яке є однією з найбільш забруднених водойм ЧЗВ, показали, що незначна частка даного радіонукліду перебуває у тимчасово зв’язаній формі у воді – лише 0,9% від загального його запасу в екосистемі, або $4,7 \cdot 10^7$ кБк. Частка ^{137}Cs відносно загального запасу даного радіонукліду в екосистемі озера – ще менша – 0,01% ($1,8 \cdot 10^6$ кБк) [39, 49, 75, 76]. Питома активність ^{137}Cs у зависях оз. Далеке коливалася у широких межах. Вимірювання, проведені у березні-вересні 1998 р. показали, що вміст ^{137}Cs коливався від 29,1 до 353,0 кБк/кг, а ^{90}Sr – від 24,0 до 321,0 кБк/кг. Діапазон коливань питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у зависях ВО ЧАЕС у цей період був вужчим – відповідно 19200–91700 та 1,9–9,03 кБк/кг [49, 75, 76, 107].

Описані в монографії [108] результати досліджень поведінки радіонуклідів у зависях каскаду водосховищ Дніпра показали, що особливістю їх накопичення у зависях є швидка сорбція, що підтверджено високим вмістом $^{141,144}\text{Ce}$, ^{131}I , $^{103,106}\text{Ru}$,

^{140}Ba , ^{140}La , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{132}Te , ^{144}Pr та ^{90}Sr , загальна питома активність яких у перші дні після аварії на ЧАЕС становила $5,92 \cdot 10^6 - 5,55 \cdot 10^8$ Бк/кг сухої речовини. Однак через два роки у зависячих досліджуваних водойм дніпровського каскаду було виявлено лише ^{137}Cs та ^{90}Sr . Для основних дозоформувальних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у період 1987–1988 рр. також були характерні високі коефіцієнти накопичення у зависячих водосховищах – 10310–296260 та 125–73437, відповідно. Нижча активність ^{90}Sr у зависячих пояснюється тим, що транспорт даного радіонукліду відбувається лише в розчинній формі, на відміну від ^{137}Cs , який може мігрувати як сорбованим на зависячих, так і у розчинній формі [38, 39, 107, 108, 236].

1.1.3. Роль донних відкладів у розподілі радіонуклідів

Важливу роль у перерозподілі радіонуклідів у водній екосистемі відіграють донні відклади, оскільки вони мають велику сорбційну ємність поглинання [107].

Існують біогенний та хемогенний [107, 112, 118, 158, 171] механізми переходу радіонуклідів з води до донних відкладів. Біогенний механізм характеризується поглинанням радіонуклідів гідробіонтами а хемогенний – сорбційними процесами у зависячих, коагулюючих гелях гідроксидів важких металів, співосадженнями з карбонатом кальцію.

Важливу роль при переході радіонуклідів у донні відклади відіграє і йонний обмін та молекулярна сорбція на межі води та донних відкладів [156, 158, 166]. За певних умов переход радіонуклідів з води у донні відклади, який є основним напрямком їх міграції у водоймах, може бути зворотнім, особливо для ^{90}Sr , який характеризується значною рухомістю [181]. Оскільки товщина шару донних відкладів постійно збільшується, найбільш насычений радіонуклідами шар відкладів постійно екранується новоствореними менш забрудненими шарами. Дифузія при цьому відбувається знизу доверху та навпаки [181]. Основну роль у процесах переходу радіонуклідів у донні відклади відіграють активність радіоактивних речовин у воді, форма їх сполук, гранулометричний, мінералогічний та хімічний склад донних ґрунтів [107]. Більшість радіонуклідів, які надходять до водойм, за винятком ^{137}Cs та

¹³¹I переходять у донні відклади швидко [123]. Дослідження, проведені у період з 1989 по 1998 р. [107] показали, що розподіл основних дозоформувальних радіонуклідів ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr в залежності від глибини донних відкладів відрізнявся для різних водойм. Однак для верхніх шарів встановлено, що динаміка вмісту ¹³⁷Cs більшості водойм Чорнобильської зони відчуження характеризувалася тенденцією до зменшення. Динаміка вмісту ⁹⁰Sr мала більш стабільний характер [41, 42, 62, 68, 91, 106].

1.1.4. Радіонукліди у вищих водяних рослинах

1.1.4.1. Основні закономірності накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами

Вищі водяні рослини характеризуються високим продукційним потенціалом та здатні активно поглинати радіоактивні речовини [63, 110, 115, 161, 196]. У більшості водойм вони займають літоральну або частково субліторальну зону і формують основну частину біомаси прісноводних екосистем, при цьому відіграючи значну роль у їх самоочищенні, в тому числі і від радіоактивних речовин [100]. Фітоценози вищих водяних рослин є природним біофільтром, який накопичує радіонукліди, що надходять з водозбору, та разом із суспензіями виводить їх на певний час з колообігу речовин в екосистемі, а також перешкоджає їх розповсюдженню [108]. Для вивчення особливостей накопичення радіонуклідів в організмі вищих водяних рослин використовуються коефіцієнти їх накопичення та визначення їх фізико-хімічних форм [13, 30, 41, 112, 176, 171]. Коефіцієнт накопичення визначає здатність рослин накопичувати радіонукліди, які надходять з середовища і, зокрема, води. Форми знаходження радіонуклідів визначають їх фіксацію та локалізацію в організмі [41, 42, 152, 151]. Накопичення радіонуклідів в організмі вищих водяних рослин, як і гідробіонтів у цілому, залежить також від питомої активності хімічних аналогів цих радіонуклідів у водному середовищі [39, 68, 112, 107]. Процеси накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами характеризуються видоспецифічністю та залежать від гідрологічних характеристик водойми. Найвищий вміст ¹³⁷Cs

характерний для макрофітів слабко проточних та замкнених водойм близької зони ЧЗВ, таких як осока *Carex* (до 60 кБк/кг), ситник мілководний (*Juncus tenageia*), лепешняк великий (*Glyceria maxima* (C.Hartm.) Holmb.). Мінімальний вміст ^{137}Cs виявлено у таких видів, як куга озерна (*Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla), сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*). Мінімальний вміст ^{90}Sr (до 2,0 кБк/кг) виявлено у сальвінії плаваючої, їжачої голівки зринувшої (*Sparganium emersum*) та латаття сніжно-білого (*Nymphaea candida*), а максимальний (понад 4,0 кБк/кг) – у рдесника плаваючого (*Potamogeton natans*), різака водяного алоевидного (*Stratiotes aloides*) та спіродели багатокореневої (*Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid.). [107].

1.1.4.2. Питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у тканинах очерету звичайного

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у тканинах очерету звичайного, який є типовим представником фітоценозів водойм ЧЗВ, є найвищим влітку протягом піку вегетації [107]. Це підтверджено аналізом коефіцієнту накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr тканинами очерету у водоймах ЧЗВ – до 650 та 80, відповідно, влітку, до 625 та 50 – відповідно, восени і до 520 та 25 – відповідно, навесні [61]. Чинниками зменшення величини коефіцієнту накопичення в кінці вегетації може бути відмирання частин рослин та осідання мертвих залишків, з накопиченими радіонуклідами, на дно водойм [110]. Зменшення вмісту радіонуклідів у пагонах очерету в осінній період може бути пов’язаним також зі зниженням освітленості [43, 18] та pH [161, 107]. Зниження температури оточуючого середовища призводить до уповільнення фізіологічних процесів та погіршення розчинності радіонуклідів, що впливає на їх міграцію та концентрування макрофітами [124, 125, 111, 175].

^{90}Sr , який накопичується у вегетативних органах очерету, знаходиться переважно у формі катіонів, зв’язаних з органічними речовинами у тканинах молодого листя (до 50%), стебла (до 70%), кореневища (до 60%), додаткового стеблового коріння (до 35%) та додаткового ґрутового коріння (до 50%) [39, 43]. Цей радіонуклід накопичується у вакуолях, цитоплазмі та клітинній оболонці [129]. ^{137}Cs , який локалізується у молодому листі очерету, перебуває переважно у формі

сорбованих позаклітинних катіонів – до 30%, а після його відмирання – у формі радіонукліда, який знаходиться у міжклітинному просторі (понад 40%), що свідчить про важому роль цього радіонукліду в обмінних процесах, проте міграційна здатність ^{137}Cs зі старінням листків та їх відмиранням знижується [39]. Оскільки значна частка радіоцезію активно сорбується в рослинних клітинах, основною формою його перебування у стеблі, кореневищі, додатковому стебловому та ґрунтовому корінні очерету є катіони, зв'язані з органічними речовинами – відповідно понад 30%, до 50%, 25 та 30% [39, 40, 43]. У тканинах очерету з найбільш забруднених озер Глибоке та Далеке, а також ВО ЧАЕС питома активність ^{137}Cs перевищувала активність ^{90}Sr у 3–4 рази протягом усіх досліджуваних періодів року, а вибірках з Янівського затону та оз. Азбучин дана різниця була несуттєвою [107].

Характер накопичення радіонуклідів пагоном та кореневою системою очерету звичайного суттєво відрізняється. У розвиненій кореневій системі запасається велика кількість поживних речовин, а її маса досягає максимуму в кінці вегетації восени. Маса кореневища при цьому може перевищувати масу пагону у 2–3 рази [100]. За цих умов у кореневій системі накопичується велика кількість мінеральних та органічних речовин, а також радіонуклідів, які надходять з надземної частини рослини [130, 167].

1.2. Існуючі камерні моделі міграції та розподілу радіонуклідів у екосистемах

Одним з базових принципів дослідження наслідків радіоекологічних аварій для біоти є аналіз процесів переходу забруднюючих речовин між окремими компонентами в екосистемі та виявлення депонуючих ланок. Моделювання переносу радіонуклідів в екосистемі передбачає два етапи: побудову концептуальної моделі та формування на її основі математичної моделі. Перенесення радіонуклідів в екосистемі може бути змодельовано за допомогою камерних моделей, які мають широке застосування в екології та дозволяють адекватно описати радіоекологічні процеси в екосистемах різної складності [44, 77, 78, 126, 131, 137, 138, 257]. У таких моделях ланцюг перенесення радіонуклідів розділено на камери. Сам процес переходу математично описується системою звичайних диференційних рівнянь зі

змінними параметрами, які можуть залежати від особливостей поглинання радіонуклідів рослинністю при аварійному викиді, вторинного пилоутворення, вивітрювання, кореневого забруднення, метаболізму тощо. Ці параметри визначають взаємодію між камерами, яку задають за допомогою коефіцієнтів, що описують швидкість переходу [126, 137, 138, 257]. При складанні рівнянь математичних моделей припускається, що швидкість переходу речовини з однієї камери в іншу пропорційна концентрації речовини в камері джерела (кінетика першого порядку). При цьому враховуються загальні втрати (в тому числі і за рахунок радіоактивного розпаду) та швидкості надходження радіоактивних речовин. Коефіцієнти, як правило, є змінними та розраховуються як швидкість зміни питомої активності досліджуваних радіоактивних речовин, що визначається як різниця між активністю, що надходить до камери та втратами з неї [44]. За основу для їх розрахунків можуть братися як дані натурних досліджень, так і літературні дані [83, 127, 128].

В радіоекології використовують як одновимірні, так і багатовимірні камерні моделі.

Одновимірні моделі успішно використовуються для прогнозування поведінки радіонуклідів у річкових екосистемах протягом коротких періодів у декілька днів та довгих у декілька років [215]. Подібні моделі включають п'ять взаємопов'язаних підмоделей, які описують гідрографію, гіdraulіку, динаміку осідання, міграцію радіоактивних речовин у трофічних ланцюгах та радіоекологічні процеси. Відомо, що поведінка радіонуклідів залежить, також, і від гранулометрії середовища [213, 289], тому у таких моделях можуть братися до уваги різні класи речовин, залежно від кінетики їх осідання [216]. Перехід радіонуклідів розглянуто для таких камер: «Товща води», «Шар на межі розділу води та донних відкладів», «Активний шар донних відкладів», «Пасивний шар донних відкладів» [215].

Для опису процесів перенесення радіонуклідів, які прямим шляхом надходять у річкові системи завдяки вимиванню з водозбору, також використовують одновимірну модель RIVTOX [295]. Моделювання довготривалої та сезонної поведінки радіонуклідів у водосховищах Дніпровського каскаду як для усієї водойми, так і для окремих її частин, здійснювалося за допомогою моделі WATOX [81, 294].

Результати моделювання значною мірою залежали від режиму експлуатації водойм, а саме від рівня води на дамбах гідроелектростанцій.

Обґрунтована можливість використання двовимірних та тривимірних камерних моделей з метою моделювання та прогнозування поведінки радіонуклідів у водних екосистемах [293].

Двовимірна модель COASTOX [294] використовується для аналізу розсіювання радіонуклідів у мілководних водоймах зі значними змінами їх активності у просторі товщі води. Результати моделювання показали, що при підтопленні лівобережної заплави р. Прип'ять питома активність ^{90}Sr може зрости до 10,0 кБк/м³ (при допустимій нормі у 3,7 кБк/м³), що підтверджено польовими вимірюваннями [294, 295].

Тривимірні моделі включають аналіз процесів переходу радіонуклідів у трьох фазах – у водному розчині, зважених частинках та донних відкладах. Прикладом таких моделей є модель THREETOX [262], однією з субмоделей якої є субмодель переходу радіонуклідів між зависями та донними відкладами, яка враховує період піврозпаду радіонуклідів та коефіцієнти їх розподілу. Для моделювання поведінки радіонуклідів у водоймах найчастіше використовують коефіцієнти їх розподілу між компонентами екосистеми, рідше показники кінетики надходження радіонуклідів до сусpenзій природних водойм. Прикладом використання кінетичних показників слугує модель надходження ^{239}Pu , ^{241}Am та ^{133}Ba у природні водні сусpenзії з таких акваекосистем, як водосховище, річка, естуарії та море [266].

1.3. Ефекти йонізувального опромінення у насіннєвого потомства вищих рослин на початку передгенеративного періоду

1.3.1. Радіочутливість та радіостійкість насіннєвого потомства вищих рослин

Існують численні дослідження радіобіологічних ефектів у вищих рослин [52–54, 57–59, 106, 108]. Найбільш детально радіобіологічні ефекти досліджені у

культурних та дикорослих наземних рослин, особливо злакових [2, 84, 87, 121–133, 261] і значно менше у вищих водяних рослин [66, 191–194, 198, 203].

Наслідки впливу йонізувального опромінення у насінневого потомства вищих рослин залежать від таких факторів: фактори фізичної природи, що характеризують енергетичну складову (α -, β - чи γ - опромінення), величину (дозу), інтенсивність (потужність) та період опромінення (гостре, хронічне та пролонговане); радіочутливість та радіостійкість об'єкту опромінення.

При дослідженні ефектів впливу йонізувального опромінення розрізняють такі поняття як радіочутливість та радіостійкість. Радіобіологічні ефекти організму характеризуються радіочутливістю та радіостійкістю. Розбіжності між цими величинами залежать від виду рослини [56]. Вказані терміни часто помилково сприймаються як синоніми, але у радіобіології їх диференціюють [50].

Радіочутливість – показник, який характеризує граничні дозові навантаження на живий організм, які викликають нелетальні радіобіологічні ефекти. Чим менша доза, яка викликає такі ефекти, тим вищою є радіочутливість організму [56].

Радіостійкість є показником, який характеризує граничні летальні дози опромінення для живого організму [56]. Радіостійкість – це властивість самовідновлювальних систем рослин протидіяти впливу стресора – йонізувального опромінення. Як радіостійкість визначають і стан самовідновлювальних систем організму, при якому вони формуються за несприятливих умов [206]. Різні види рослин суттєво відрізняються за радіостійкістю, ступінь якої, характеризується величиною напівлетальних доз [52]. При збільшенні летальної дози опромінення організму його радіостійкість зростає [56].

Радіочутливість як і радіостійкість рослин визначається численними структурними та функціональними особливостями рослинних клітин та тканин, наприклад, розміром ядра. Як правило, клітини з великими ядрами є більш радіочутливими порівняно з клітинами, ядра яких значно менші за розміром, при цьому клітини з меншими ядрами є більш радіостійкими. Підвищувати радіостійкість рослин можуть антиоксиданти, такі як Mg^{2+} , Fe^{3+} , однак одним з основних чинників радіостійкості є системи репарації ДНК [52].

Ураження рослини істотно залежить від стадії життєвого циклу, на момент опромінення. Радіочутливість насіння і всього організму в період вегетації суттєво відрізняється – у період вегетації радіочутливість рослин є значновищою порівняно з насінням [54].

Радіостійкість рослини відображає її філогенетичне положення – більш примітивні форми покритонасінних характеризуються вищою радіочутливістю порівняно з більш філогенетично розвиненими формами [53, 54].

Радіостійкість насіння рослин відноситься до генетично детермінованих ознак рослин, однак не існує генів, які безпосередньо відповідають за дану ознаку.

Рівень варіювання радіостійкості насіння обумовлюють фактори [54], до яких відносяться: недорозвиненість зародка [146, 278, 279], вік [269, 280–282], розміри, біохімічний склад [55, 56, 270, 286], хромосомний апарат клітин [240, 241, 272, 273], ефект зберігання [205, 229, 231], доступ кисню [230, 249], температурний режим [224–226, 228], вологість, а також тривалість експозиції опромінення [109, 139, 183–185, 268].

З літературних джерел відомо про радіостійкість насіння більше 2000 видів рослин [53, 54, 56, 147]. Основні реакції на опромінення насіннєвого потомства у стані спокою спостерігаються під час розвитку зародка та росту паростків [54].

В ході експериментальних досліджень виявлено низьку радіостійкість насіння голонасінних, та широкий діапазон у покритонасінних, де зустрічаються рослини як з радіочутливим, так і з радіостійким насінням [54].

При гострому опроміненні насіннєвого потомства понад 700 видів рослин визначено три групи радіостійкості рослин за показником виживаності на кінець вегетаційного періоду [147–149]. За значенням летальної дози розрізняють: радіочутливі рослини – летальна доза в межах 150–250 Гр; середньорадіочутливі – 250–1000 Гр та, високорадіостійкі – від 1000 Гр [54].

Радіочутливість однодольних та дводольних рослин відрізняється [54]. Всі вивчені види, родини, роди та ряди, які відносяться до класу однодольних, включно з очеретом звичайним, характеризуються значною або середньою радіочутливістю порівняно з дводольними, серед яких є значна частка радіостійких видів. Висока та

середня радіочутливість характерна також для насіння з недорозвиненим зародком [147].

Серед злакових, до яких відноситься і очерет звичайний, зв'язок між радіостійкістю насіння та філогенетичним положенням виду спостерігається у межах вузьких таксономічних груп. Наприклад, у різних видів пшениці летальна доза може змінюватися від 150 до 500 Гр [54].

1.3.2. Радіобіологічні ефекти хронічного йонізувального опромінення у насіннєвого потомства вищих рослин

1.3.2.1. Життєздатність насіннєвого потомства

Характерною ознакою значних радіаційних аварій є наявність двох періодів – інтенсивного короткочасного опромінення та подальшого довготривалого етапу з повільним зменшенням величини потужності поглиненої дози (далі ППД). Найбільш значні радіоекологічні наслідки обумовлені радіаційним впливом в період гострого опромінення [46], проте дослідження ефектів малих доз довготривалого хронічного опромінення є актуальними, оскільки деякі наслідки впливу йонізувального опромінення проявляються не одразу після радіаційних аварій.

В якості критеріїв радіобіологічних ефектів у насіннєвого потомства вищих рослин зазвичай використовують показники життєздатності [117, 140, 142, 143, 195, 251, 252, 291, 292], ростові показники [87, 117, 250, 255, 276] та аномалії розвитку паростків [86, 95, 193, 200, 201, 223, 245]. Життєздатність насіннєвого потомства визначають за показниками виживаності, схожості, енергії проростання, життєздатності паростків [45, 143, 192, 197, 198, 202].

З літературних джерел [237, 256] відомо, що виживаність насіннєвих паростків є інтегральною ознакою, на яку впливають багато процесів, включаючи експресію генів. Дослідження насіннєвого потомства *Taraxacum officinale s.l.* з буферної вибірки зони Східно-Уральського радіоактивного сліду (далі СУРСу, РФ), де батьківські рослини отримують дозу хронічного опромінення, яка перевищує фонові значення у

2–10 разів внаслідок масштабної радіаційної аварії у 1957 р., проведені протягом 1991–2004 р. [143], показали, що діапазон зміни виживаності насіннєвого потомства на забрудненій радіонуклідами ділянці був значно ширшим (5–87%) порівняно з фоновою вибіркою (35–85%). При хронічному опроміненні вищих рослин *Vicia cracca* L. на територіях, забруднених відходами виробництва радію, а також, уранових хвостосховищ, у насіннєвого потомства спостерігалося зниження виживаності насіннєвих паростків з 45 до 3% за зростання ППД від 3 до 324 мкГр/год і вище [237]. Найбільшу частку сумарної ППД при цьому становило внутрішнє опромінення від ^{226}Ra (97%) [261]. На прикладі зірочника злакового (*Stellaria graminea* L.) показано також зниження виживаності паростків у градієнті радіонуклідного забруднення у межах СУРСу, де сумарна потужність поглиненої дози перевищує фонові значення на 1–3 порядки [207], з 93 до 37% [94, 142]. Дослідження показників життєздатності 10 видів вищих дикорослих рослин із зони СУРСу показали, що виживаність паростків на ранніх стадіях онтогенезу у більшості досліджуваних видів не перевищували фонові значення [142].

У зірочника злакового (*Stellaria graminea* L.) також виявлено зниження схожості насіння з 95 до 45% у градієнті радіонуклідного забруднення на території СУРСУ за ППД, яка перевищує фонові значення на 1–3 порядки [94, 142, 207]. Схожість насіння *Vicia cracca* L. за умов хронічного опромінення, потужність дози якого становила 116 мкГр/год в умовах постійного надходження радіонуклідів з уранових хвостосховищ, також знижувалася з 46 до 29% порівняно з фоновими показниками [237]. У щавлю кінського (*Rumex confertus* Willd.), який є радіостійким видом [147], схожість насіння становила 95% при фонових дозових навантаженнях. За умов хронічного опромінення насіння *Arabidopsis thaliana* протягом 28 діб дозою 30 сГр (потужність дози 0,45 мкГр/год) в лабораторних умовах не виявлено. Однак за опромінення паростків дозою 3 сГр потужністю 0,18 мкГр/год протягом 7 діб даний показник зростав на 19% [117].

Серед паростків смілки білої (*Melandrium album* (Mill.)) 2010 року вегетації за умов хронічних дозових навантажень у межах СУРСу (0,1–1,1 мкГр/год) виявлене насіннєве потомство з нижчою життєздатністю паростків (60–90%), порівняно з

референтними вибірками (85–90%), де потужність поглиненої батьківськими рослинами дози коливається у межах 0,04–0,1 мкГр/год [7]. Встановлено, що на життєздатність паростків даного виду може впливати не лише йонізувальне опромінення, але й розмір зернівки від якого даний показник залежить прямо пропорційно, а також особливості запилення [265]. Зернівки великого розміру у даного виду формуються після запилення квітки пилком однієї чоловічої рослини, а середнього – після запилення пилком двох чоловічих рослин [222]. Серед насіння хронічно опромінених батьківських рослин часто траплялися зернівки саме малого розміру, які є найменш життєздатними. Причиною цього, на думку авторів, може бути і радіаційний мутагенез, який порушує процеси дозрівання насіння [20].

1.3.2.2. Ростові показники насіннєвого потомства

Оцінювання ростових показників насіннєвого потомства вищих рослин здійснюється на основі даних лінійних показників росту вегетативних органів паростка [10, 143, 203, 239] та швидкості ростових процесів [54, 58, 59, 142, 143].

Дані досліджень ростових показників 10 видів вищих дикорослих трав'янистих рослин із зони СУРСу [142], свідчать, що такі показники як швидкість формування справжніх листків та довжина коренів не перевищували фонові значення. Дослідження насіннєвого потомства зірочки злакового *Stellaria graminea* L. виявило зниження довжини коренів та швидкості листоутворення у градієнти радіонуклідного забруднення за перевищення фонових дозових навантажень на 1–3 порядки. Лише 2% насіннєвих паростків рослин з найбільш забрудненої території мали по 2 справжніх листки, в той час як у референтній вибірці частка таких паростків сягала 92% [142].

Важливою характеристикою насіннєвого потомства вищих рослин за умов радіонуклідного забруднення є індивідуальна мінливість швидкості ростових процесів. Зміни ростових процесів під дією несприятливих факторів довкілля, у тому числі і йонізувального випромінювання, є інтегральною біологічною реакцією рослинного організму на такі фактори [58]. На прикладі кульбаби лікарської

(*Taraxacum officinale* s.l.) досліджено частотний розподіл ознаки довжини кореня насіннєвих паростків даного виду [143]. Близько 33% вибірок з фонових ценопопуляцій характеризувалися розподілом ознаки, близьким до гауссівського. У насіннєвого потомства *Taraxacum officinale* s.l., які ростуть на забруднених радіонуклідами територіях, де потужність поглиненої батьківськими рослинами дози перевищує фонові значення у 4–73 рази і становить 0,60–10,21 мГр/рік, близький до нормального розподіл даної ознаки трапляється лише для насіннєвих паростків трьох вибірок [143].

Насіннєве потомство *Arbidopsis thaliana* після хронічного опромінення насіння дозою 30 сГр потужністю 0,45 мкГр/год та паростків дозою 3 сГр потужністю 0,18 мкГр/год в лабораторних умовах протягом 28 та 7 діб відповідно характеризувалося незначними розбіжностями довжини кореня порівняно з неопроміненим контролем (далі – К), однак спостерігалася аномальна вигнутість коренів у насіннєвих паростків після опромінення [117].

За незначного забруднення ґрунту ЧЗВ ^{137}Cs та іншими радіонуклідами, питома активність яких становить 1,8–3,0 кБк/кг, проявлялася стимуляція ростових процесів насіннєвих паростків пшениці сорту Миронівська-808 – виявлено перевищення ростових показників на 20% порівняно з референтними вибірками [58]. Однак за найвищих рівнів забруднення ґрунту ^{137}Cs , питома активність якого становить 96,2 кБк/кг, як за умов лабораторного, так і польового експерименту, ростові процеси суттєво пригнічувалися – швидкість росту насіннєвих паростків уповільнювалася на відповідно 27 та 35% порівняно з референтними вибірками [58].

1.3.2.3. Аномалії насіннєвих паростків

Паросткам насіння рослин за умов хронічного опромінення властиво збільшення частоти різноманітних морфологічних аномалій, серед яких зустрічаються хлорофільні порушення [58, 93, 200, 271], вигини коренів, гіпокотилів та пагонів [95], порушення нормального геотропізму та органогенезу [143, 198, 201], некрози коренів та сім'ядоль [120, 142, 143, 193].

Вивчення мутабільності за частотою паростків з різними аномаліями розвитку показало, що у вищих трав'янистих рослин, які зазнають хронічного дозового навантаження в межах СУРСу, мутаційний процес відбувається більш інтенсивно порівняно з референтними вибірками. Наприклад, у насіннєвого потомства зірочника злакового, батьківські рослини якого отримують дозу, яка перевищує фонові значення на 1–3 порядки, виявлено зростання частоти некрозів коренів майже у 5 разів – з 5 до 24% [142]. Підтверджено, що частина порушень є прихованими, та проявляються фенотипно лише після додаткового опромінення [45, 142, 143].

Протягом перших місяців після аварії на ЧАЕС у насіннєвого потомства батьківських рослин жита та ячменю, які зазнають хронічного опромінення у межах Чорнобильської зони відчуження, де питома активність радіонуклідів у ґрунті становить 181,3 кБк/кг, виявлено збільшення частоти хлорофільних аномалій, переважно типу *albina* [22, 93], які характеризуються повною відсутністю пігменту [58]. Протягом трьох років після аварії частота таких мутацій у сортів жита Київського–80 зростала відповідно у 71 та 57 разів, а у ячменю першої та другої партії – відповідно у 2,3 та 2,1 рази порівняно з референтними вибірками [58, 59].

Результати аналізу частоти аномальних паростків у насіннєвого потомства рослин фонової та буферної вибірок *Taraxacum officinale* s.l. у межах СУРСу, показали, що в буферній вибірці, де ППД перевищує фонові значення на 1 порядок, часто зустрічалися паростки з мутацією типу *topopertos* [120], у яких був відсутній гіпокотиль та корінь, а сім'ядолі були потовщеними та дрібними [143]. Аналіз в межах кожної вибірки виявив значні відмінності між насінням за числом нащадків з такими порушеннями. В буферній вибірці кількість паростків з мутацією *topopertos* змінювалася від 0 до 33,3%, а в референтній – від 0 до 4,4%. Виявлено також і значну частку паростків з відхиленнями у формі сім'ядоль, а саме паростків з сім'ядолями, які зрослися, роздвоєнми, закрученими та різного розміру. Однак достовірної різниці за даним показником між фоновою та буферною вибірках не виявлено. Хлорофільні порушення в сім'ядолях та листі також зустрічалися в досліджуваних вибірках, однак відмінності між популяціями були незначними. В окрему групу виділено паростки з хлорофільними аномаліями типу *albavirido striata*, що

проявлялися як чиленні безхлорофільні смуги на сім'ядолях [93]. Відсоток таких аномалій був високим у буферній вибірці порівняно з фоновою [143].

Особливу увагу при аналізі морфозів насіннєвого потомства кульбаби (*Taraxacum officinale* s.l.) приділено некрозам коренів, сім'ядоль та гіпокотилів, оскільки існує кілька причин їх виникнення. Це може бути викликано біогенним впливом, наприклад, ураження тканин патогенними грибами [143], або мутацією певних генів при йонізувальному опроміненні [173]. Доведено, що утворення некрозів сім'ядоль пов'язано з мутацією, в основі якої лежить інсерція певної ділянки ДНК [174]. Деякими дослідниками насіннєвого потомства кульбаби [179], батьківські рослини якої отримують дозу хронічного опромінення у 2–45 разіввищу порівняно з фоновими значеннями, встановлено, що суттєві порушення морфогенезу, зокрема некрози кореня, проявляються лише після провокаційного опромінення у дозах 250 та 500 Гр. Проте паростки насіння рослин у фонової популяції при цьому можуть набувати здатності відновлювати ріст за рахунок утворення бокових коренів.

Таким чином, хронічне йонізувальне опромінення може викликати у насіннєвого потомства вищих рослин зниження життєздатності, однак деякі ефекти є прихованими та проявляються за додаткового гострого опромінення.

1.3.3. Ефекти гострого йонізувального опромінення насіннєвого потомства вищих рослин

1.3.3.1. Життєздатність насіннєвого потомства

Ефекти гострого йонізувального опромінення насіння рослин вивчені досить добре завдяки широкому використанню опромінення у різних діапазонах доз з метою покращення схожості культурних рослин [17, 25, 54, 96, 105, 186]. Але певний діапазон доз може викликати різноманітні небажані порушення у перебігу процесів схожості та проростання.

Схожість насіння залежить від багатьох факторів, серед яких відмічають видоспецифічність, умови формування насіння та його пророщування, фізіологічний стан насіння, α - та β -амілазна активність [232, 267, 290, 291], тощо. Доведено, що йонізувальне випромінювання також є одним з значущих факторів, що впливає на показники життєздатності насіння [210, 292].

Дослідження насіннєвого потомства пшениці (*Triticum Zhenong 1*), гостро опроміненого дозами 0,6, 1,5, 2,4 та 3 кГр, виявило, що схожість зернівок в ході дослідів суттєво пригнічувалася γ -випромінюванням та повністю зникала за дози гострого опромінення від 0,6 кГр [291]. Зі збільшенням дози гострого опромінення середня кількість паростків знижувалася з 85 до 50%, а середня довжина паростка зменшувалася з 5,7 до 1,3 см порівняно з неопроміненими зразками – 93%, 11,2 см відповідно. Однак, ріст кореня повністю зупинявся за досягнення дози опромінення 0,6 кГр, в той час як листки за цієї дози опромінення росли, що свідчить про суттєвий вплив γ -випромінювання на ріст коренів порівняно з листками паростків пшениці (*Triticum Zhenong 1*) [291]. Встановлено, що схожість насіння різних сортів рису [227] знижувалася при збільшенні дози гострого опромінення від 150 до 300 Гр. Суттєве зниження схожості виявлено за доз гострого опромінення 250 та 300 Гр. Однак чітких вірогідних дозових залежностей показника схожості при цьому виявлено не було. У подібних дослідженнях [208, 264, 274, 277] таких дозових залежностей також не знайдено.

Дослідження показників життєздатності насіннєвих паростків таких типових сільськогосподарських злакових, як пшениця (*Triticum L.*), кукурудза (*Zeamays*), жито (*Secale cereale L.*) та ячмінь (*Hordeum L.*) за умов гострого опромінення у дозах від 5 до 400 Гр, показали зниження виживаності насіннєвого потомства та показників продуктивності, за винятком *Hordeum L.* [177]. Встановлено статистично вірогідне ($P < 5\%$) зниження життєздатності насіннєвих паростків з ростом дози гострого опромінення насіння. Критичні дози, що відповідали 50%-му ефекту життєздатності, при гострому опроміненні насіння *Triticum L.* та *Zeamays*, становили 200–350 Гр. Значення ED_{50} за показником виживаності для *Secale cereale L.* та *Hordeum L.* становили відповідно 22–24 та 14–21 Гр.

В роботі [250] на прикладі насіннєвих паростків сої (*Glycine max* L. Merrill) наведено результати досліджень ефектів гострого γ -опромінення на схожість та ріст насіннєвого потомства бобових. Автори показали, що за опромінення насіння *Glycine max* L. Merrill у дозах 0,3, 1 та 3,0 Гр його схожість змінювалася. Показник схожості насіння за дози 0,3 кГр підвищувався ($P < 0,05$) порівняно з К на 3-тю добу, але на 5-ту добу ця різниця була недостовірною. За доз гострого опромінення 1,0 та 3,2 кГр, протягом 5-ї доби досліду, схожість знижувалася на 15,1–41,9% відповідно. Середня довжина паростків *Glycine max* L. Merrill, як і схожість, після отримання дози 0,3 кГр на 5-ту добу досліду була на 2,1% більшою ($P < 0,05$) порівняно з К, в той час як за доз гострого опромінення 1,0 та 3,0 кГр – зменшувалася на 20,4 та 58,8% відповідно. Авторами встановлено, що показники життєздатності насіннєвих паростків *Glycine max* L. Merrill за дози 0,3 кГр несуттєво підвищувалися у період активного росту протягом перших трьох діб, однак за гострого опромінення в дозах 1,0 та 3,0 кГр – суттєво зменшувалися [250].

Досліджено ефекти рентгенівського опромінення у пасльонових на прикладі *Capsicum baccatum* var. *pendulum* cv. “Cayenne” (*Solanaceae*) [283] за доз гострого опромінення 20–300 Гр, які проявлялися як вірогідне пригнічення життєздатності насіннєвого потомства. Результати дослідження схожості, кількості вегетуючих рослин, та довжини стебла показали, що доза опромінення 300 Гр знижила виживаність рослин до 3,3%. Показаний від’ємний зв'язок ($r = -0,93$; $P = 0,07$) між виживаністю та дозою гострого опромінення. Дози опромінення 200 та 300 Гр впливали також на схожість насіння. Виявлено негативну кореляцію між схожістю та дозою гострого опромінення ($r = -0,87$; $P = 0,13$) – високі дози опромінення значно знижували схожість насіння [283].

На прикладі 9-ти видів вищих рослин, до яких належали багаторічні трав’янисті, деревні рослини, а також такі, що в’ються, продемонстровано видоспецифічність впливу йонізувального опромінення на життєздатність насіння [206]. Встановлено, що схожість насіння суттєво змінюється за доз гострого γ -опромінення 25–300 Гр. Перевищення дози 25 Гр призводило до того, що насіння *Artocarpus heterophyllus*, *Garcinia xanthochymus* та *Saraca asoca* не сходило. Для насіння

Roureaminor та *Aporus alindleyana* критичними були дози вищі за 100 Гр. Насіння інших 5 досліджуваних видів проростало навіть за доз, які перевищували 100 Гр [206].

1.3.3.2. Ростові показники насіннєвого потомства

Початковий етап процесу проростання передбачає «розконсервування» запасів поживних речовин насіння з їх подальшим використанням у різноманітних біохімічних процесах. Але опромінення насіння може призводити до зміни біохімічних показників, тим самим змінюючи процес проростання.

Зміни у процесі проростання зазвичай ілюструють змінами у таких ростових показниках паростків, як довжина первинного кореня та листка, зміни у динаміці їх росту.

Для однодольних рослин зазвичай використовують відносну довжину первинних листків паростків опроміненого насіння, а для дводольних видів – довжину епікотиля [221]. Наприклад, встановлено, що ці показники у першого покоління M_1 *Capsicum baccatum* var. *pendulum* добре корелювали з життєздатністю та/або стерильністю насіннєвого потомства [283].

Пригнічення проростання насіння та видовження паростків та коренів опроміненого насіння бобових та злакових [246], цитрусових [253, 254, 288], розглядається як тест на радіобіологічну реакцію їх насіннєвого потомства і для дослідження його радіочутливості та радіобіологічних ефектів йонізувального опромінення. Наприклад для насіннєвих паростків очищеного рису (*Oryza sativa* L.) [251], пшениці (*Triticum* L.) [252], квасолі золотистої (*Vigna radiata*) [260] встановлено пригнічення видовження коренів та насіннєвих паростків за доз опромінення, більших за 300 Гр.

Визначення довжини насіннєвих паростків рису за доз гострого опромінення 150–300 Гр показало, що її зменшення не було пропорційним дозі. В ході досліджень встановлено, що доза 300 Гр викликала зменшення довжини насіннєвих паростків

рису вдвічі. Найбільше пригнічення довжини коренів насіннєвих паростків рису спостерігалося за дози гострого опромінення 150 Гр [227].

γ -опромінення по-різному впливає на ростові характеристики насінневого потомства вищих рослин. Експериментальні дані [206] показали, що за доз гострого опромінення 25–300 Гр у насіннєвого потомства *Rourea minor* Gaertn. суттєвої різниці довжини паростків порівняно з К виявлено не було. Однак, аналіз насінневого потомства інших видів, досліджених в роботі [206], показав порівняно з К значне зменшення довжини паростків за доз опромінення понад 100 Гр (*Pterocarpus marsupium* Roxb.) – у 2 рази, за дози понад 150 Гр (*Terminalia chebula* Retz.) – у 10 разів, за дози понад 200 Гр (*Holoptelea integrifolia* Roxb.) – в 1,3 рази та за дози понад 250 Гр (*Oroxylum indicum* (L.) Vent.) – у 2 рази. У насіннєвого потомства *Terminalia chebula* Retz. та *Oroxylum indicum* (L.) Vent. ріст коренів значно пригнічувався зі збільшенням дози гострого опромінення з 25 до 300 Гр (в 1,2 та 5 разів відповідно), а у *Garcinia xanthochymus* Hook., *Artocarpus hirsutus* Lam., *Saraca asoca* Roxb. вже за дози 50 Гр і вище – взагалі припинявся. Однак у насіннєвого потомства *Pterocarpus marsupium* Roxb. виявлено посилення росту коренів за доз опромінення 25 та 50 Гр [206]. Прискорення росту рослин за низьких доз γ -опромінення можливе завдяки стимуляції поділу та елонгації клітин та змінам метаболічних процесів, які впливають на синтез гормонів або нуклеїнових кислот [275].

1.3.3.3. Аномалії насіннєвих паростків

Внаслідок гострого йонізувального опромінення у певному діапазоні доз у насіннєвих паростків в залежності від радіочутливості рослини, можуть проявитися різноманітні морфологічні відхилення. Наприклад, у результаті опромінення сухого насіння рису *Basmati* 370 дозами гострого опромінення 150–300 Гр було виявлено максимальну кількість хлорофільних аномалій за дози 200 Гр 75% [227]. Подібна тенденція простежувалася і при дослідженні інших сортів рису – *Basmati Pak* та *Super Basmati* [227]. Виникнення хлорофільних аномалій прямо по'вязано з ефективністю мутагену [264], зокрема впливом мутагенів на гени, які відповідають за синтез

хлорофілу в окремих соматичних клітинах [271]. В роботі [209] показано, що хлорофільні мутації у насіннєвого потомства рису (*Oryza sativa L.*) може викликати як гамма-опромінення, так і нейтронне опромінення, при цьому нейтронне опромінення було більш ефективним. Встановлено, що за збільшення дози гамма-опромінення до 218,3 Гр кількість аномалій насіннєвих паростків рису становила 40%, а при опроміненні швидкими нейtronами даного ефекту було досягнуто за дози всього 20 Гр. Результати досліджень насіннєвого потомства рису показали, що частота хлорофільних аномалій за гострого гамма-опромінення мала тенденцію до збільшення до певної межі 200 та 218 Гр, після якої прояв аномальності йшов на спад [209, 227].

На прикладі гравілату алепського (*Geum aleppicum* Jacq.) показано, що за гострого опромінення насіння у дозах 200 та 300 Гр суттєво зростала кількість некрозів кореня життєздатних паростків – 57 та 48% відповідно, однак за дози опромінення 400 Гр частота некрозів кернів знижувалася до 9% [143]. Частка паростків з аномаліями форми сім'ядоль не перевищувала 10% за доз опромінення 100–400 Гр, порушення геотропізму також траплялися рідко. Проте збільшення дози гострого опромінення насіння з 100 до 200 та 300 Гр викликало значне зростання частки хлорофільних аномалій різних типів у гіпокотилів та епікотилів [143].

Аномальність насіннєвого потомства вищих рослин за гострого опромінення може проявлятися незначною мірою, або не проявлятися взагалі. Так, у насіннєвих паростків зірочки злакового (*Stellaria graminea* L.), відібраного з територій з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення, частка аномалій форми сім'ядоль, їх кольору, порушень геліо- та геотропізму, змінювалася не більше, ніж на 5% за доз гострого опромінення 100–400 Гр порівняно з К. Кількість аномальних паростків з некрозами сім'ядоль та коренів порівняно з К зростала на 10% за доз опромінення 300 та 400 Гр відповідно [145].

1.3.4. Радіобіологічні ефекти додаткового гострого йонізувального опромінення у насіннєвого потомства рослин, які зазнали хронічного опромінення

Для отримання інформації про приховані фізіологічні порушення у насіннєвого потомства вищих рослин [45, 143], використовують ДГО [45, 59, 143]. Зміни у формуванні насіння, зокрема його генетичного вантажу, під впливом зовнішніх та внутрішніх чинників, можна дослідити за показниками життєздатності, динамікою проростання та аномальністю паростків [10, 54, 59, 143]. У рослин, що ростуть на забруднених радіонуклідами територіях, за допомогою додаткового гострого гамма-опромінення виявляють характерні зміни [59, 143, 186, 271].

На основі результатів досліджень радіобіологічних ефектів у насіннєвого потомства кульбаби лікарської (*Taraxacum officinale* s.l.) у градієнті підвищення радіонуклідного забруднення з фонових значень до 15–17 Гр після ДГО, дози якого становили 100–400 Гр, встановлено, що у всьому діапазоні доз виживаність насіннєвих паростків рослин знижувалася – у 3–3,5 разів [143]. ДГО також суттєво пригнічувало схожість насіння – у 3–3,2 рази [143]. Однак, проведені дослідження [59] радіостійкості додатково опроміненого насіння рослин енотери дворічної (*Oenothera biennis* L.) дозою додаткового γ -опромінення 5–150 Гр потужністю 0,08 сГр/с, які вирости на ґрунтах з різним рівнем радіонуклідного забруднення, показали, що при збільшенні дози гострого опромінення з 5 до 150 Гр за показником схожості насіннєве потомство, батьківські рослини якого отримують найбільшу дозу хронічного опромінення 1,8–3,5 мГр/год, відставало від насіннєвого потомства інших вибірок з менш забруднених територій на 10–30%. Проте в ході досліджень виявлено тенденцію до зменшення діапазону змін схожості насіння, батьківські рослини якого отримують як високі дозові навантаження (до 3,5 мГр/год), так і фонові, що ймовірно вказує на реалізацію відновлювального потенціалу протягом онтогенезу рослин [59].

Деякі дослідники вказують, що перебування рослин в умовах хронічного опромінення може суттєво не впливати на насіннєве потомство [59]. Так, у насіннєвого потомства *Oenothera biennis* L. за ДГО у дозах 50–150 Гр також

спостерігалося зближення показників приросту коренів у насіннєвого потомства рослин, які зазнають «контрастних» за величиною хронічного опромінення дозових навантажень (від 0,03 до 40 мГр/год), що ймовірно вказує на фенотипний характер розходжень у схожості досліджуваного насіння [59].

У тонконогу (*Koeleria gracilis* Pers.), популяції якого зазнають значних дозових навантажень на території Семипалатинського полігону ядерних випробувань (Республіка Казахстан), де максимальна середня ППД коливається у межах 30 мкГр/год, суттєвих морфологічних відхилень довжини насіннєвих паростків при додатковому гострому опроміненні у дозах 68,8 Гр (2790 Гр/год) та 50 Гр (39 Гр/год), не виявлено [239].

Однак аналіз паростків гороху, пророщених на ґрунті з 10-кілометрової зони ЧАЕС (питома активність 10^{-6} – 10^{-5} Кі/кг), додатково опромінених дозою 8 Гр на третю добу проростання, показав незворотні радіаційні ушкодження насіннєвого потомства, які проявлялися у пригніченні росту стебел на 4%. На 12-ту добу ріст стебел пригнічувався на 50% [58].

Додаткове гостре (8 Гр) та фракціоноване (4+4 Гр) опромінення насіння цибулі (*Allium Cepa*), батьківські рослини якого отримують дозу хронічного опромінення з потужністю 43 та 86 мкГр/год, показало, що малі дози хронічного опромінення (потужність у межах 43 мкГр/год) можуть викликати активацію репараційних систем в рослинних клітинах [58]. Встановлено, що показник відносної швидкості росту насіннєвих паростків за дози хронічного опромінення 86 мкГр/год практично не відрізнявся від К за дози ДГО 8 Гр, а за фракціонованого опромінення – навіть зменшувався. Проте при 43 мкГр/год відносна швидкість росту паростків суттєво підвищувалася за дози додаткового гострого та особливо фракціонованого опромінення [58].

У насіннєвого потомства смілки білої (*Melandrium album* (Mill.)) буферної зони радіонуклідного забруднення, де батьківські рослини отримують дозу хронічного опромінення, яка перевищує фонові значення у 2–10 разів та імпактної зони, де доза, поглинена батьківськими рослинами перевищує фонові значення на 2–3 порядки, після ДГО у дозах 100–400 Гр, виявлено значне зростання кількості аномалій різного

типу, а саме некрозів кореня та сім'ядоль, порушень гео- та геліотропізму [145]. Суттєве підвищення частоти некрозів сім'ядоль насіннєвого потомства смілки буферної вибірки (у 6 разів) порівняно з К викликала доза 100 Гр, однак у імпактних вибірках такі порушення найчастіше проявлялися за доз 200 та 400 Гр (зростання аномальності в 1,5 та 3,3 рази порівняно з К відповідно). Значне відмирання коренів насіннєвих паростків смілки з буферної вибірки викликала доза гострого опромінення 200 Гр – кількість некрозів коренів перевищувала К у 4,5-рази. У імпактних вибірках некрозів кореня виявлено менше – за дози 300 та 400 Гр спостерігалося лише 20- та 18-відсоткове перевищення К відповідно. Значні порушення геліотропізму насіннєвих паростків смілки з буферної вибірки зафіксовано за дози 300 Гр (трикратне перевищення К), у імпактній вибірці за доз додаткового опромінення 300 та 400 Гр частка некрозів кореня перевищувала значення К у 2 та 6 разів відповідно. Суттєві порушення геотропізму у вигляді скрученості гіпокотиля зафіксовано у насіннєвих паростків смілки з буферної вибірки за дози додаткового опромінення 100 Гр – частота таких паростків у 9 разів перевищувала значення К [145].

Дослідження насіння зірочника злакового *Stellaria graminea* L. [143], відібраного у межах СУРСу (дози додаткового γ -опромінення становили 100–400 Гр), також виявили приховані порушення. У пророщеного насіннєвого матеріалу з найбільш забрудненої ділянки, де потужність поглиненої батьківськими рослинами дози перевищує фонові значення на 2–3 порядки, виявили 24% паростків з некрозами коренів, кількість яких зросла до 36% після додаткового опромінення у дозі 100 Гр. За більш високих доз додаткового опромінення паростки, як правило, характеризувалися відсутністю некрозів коренів, однак їх ріст практично припинявся. У насіннєвого потомства рослин з менш забрудненої ділянки, де потужність поглиненої батьківськими рослинами дози перевищує фонові у 2–10 разів, некрози коренів зустрічалися рідше (до 5%), однак після додаткового опромінення їх кількість збільшувалася до 17% за дози 100 Гр та до 35% – у дозах 200 та 400 Гр [143].

Таким чином, у даному розділі розглянуто шляхи та джерела надходження природних та штучних радіонуклідів у водойми. Проаналізовано особливості

міграційних процесів радіонуклідів у компонентах водних екосистем – донних відкладах, водному середовищі та біоті.

Описані камерні моделі переходу радіонуклідів між абіотичними та біотичними компонентами екосистем. Наведено приклади схем камерних моделей поведінки радіонуклідів у наземних, річкових, а також екосистемах замкнених водойм.

Наведено огляд досліджень ефектів хронічного та гострого йонізувального опромінення у насіннєвого потомства вищих рослин. Представлено дані досліджень насіннєвого потомства дикорослих рослин та сільськогосподарських злакових культур за умов низькоінтенсивного хронічного опромінення ЧЗВ та інших забруднених радіонуклідами територій. Показано, що прояв впливу йонізувального опромінення залежить як від радіочутливості, так і від радіостійкості виду. Згідно з літературними даними всі вивчені види рослин, що відносяться до класу однодольних, серед яких і очерет звичайний, характеризуються значною або середньою радіочутливістю.

Вплив йонізувального опромінення на життєздатність насіннєвого потомства досліджено на сільськогосподарських злакових культурах, дикорослих трав'янистих та деревних рослинах. У вищих водяних рослин найбільш дослідженими є цитогенетичні ефекти у вегетуючих рослин. Наукових публікацій щодо ефектів йонізувального опромінення на етапах передгенеративного розвитку, значно менше.

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Геоморфологічна та радіоекологічна характеристика водних об'єктів досліджень

Зразки насіння очерету звичайного відбиралися у рослин з замкнутих та слабко проточних водойм, в межах лівобережної частини заплави р. Прип'ять – озер Глибоке та Далеке, а також правобережної – оз. Азбучин, Янівського затону та водойми-охолодника (ВО) ЧАЕС (рис. 2.1).

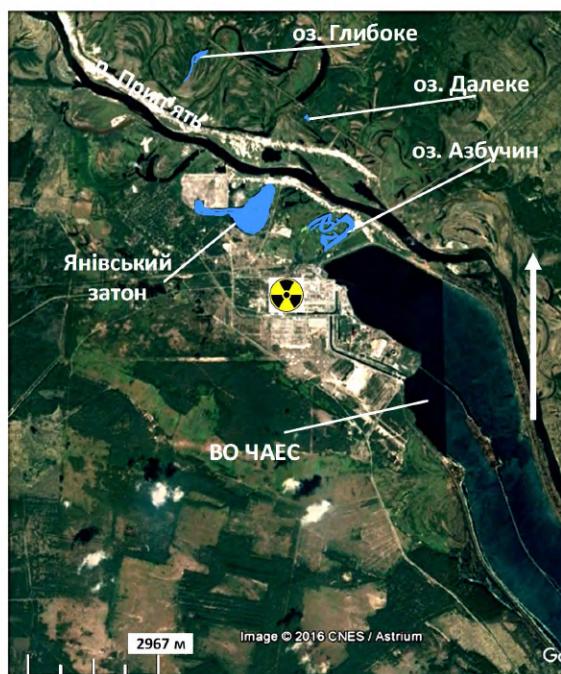


Рис. 2.1. Карта-схема розташування досліджуваних водних об'єктів

Для порівняння результатів досліджень бралися зразки насіння у рослин з оз. Вербне, що знаходиться в межах Оболонського району м. Києва та Київського водосховища (поблизу с. Лютіж) на фонових ділянках.

Озеро Глибоке (рис. 2.2) – водойма видовженої краплеподібної форми довжиною 1,2 км. Максимальна ширина водойми становить 250 м.

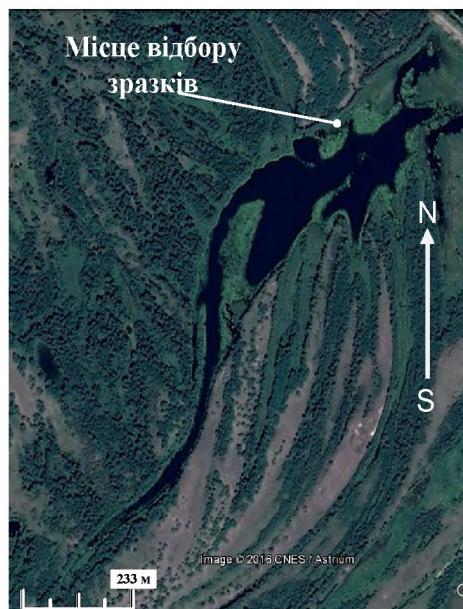


Рис. 2.2. Озеро Глибоке

Озеро знаходиться на території лівобережної заплави р. Прип'ять на відстані 3 км на північний захід від оз. Далеке та в 6,5 км від найближчої до ЧАЕС точки (азимут 340^0). Мули в озері залягають майже по всій площі ложа. Озеро має багато мілководь. Глибина озера становить до 6,5 м. Об'єм водних мас у водоймі становить 0,46 млн. м^3 , площа водного дзеркала – 0,17 км^2 [28, 108]. Дані питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах водойми та ППД внутрішнього опромінення у батьківських рослин очерету наведено у табл. 2.1.

Таблиця 2.1

**Діапазони питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr , у компонентах гідроекосистеми
оз. Глибоке та ППД внутрішнього опромінення батьківських рослин очерету
[61, 63, 68, 72–74, 107, 190]**

Компонент	Питома активність		ППД, мкГр/год
	^{137}Cs	^{90}Sr	
Донні відклади (Бк/кг MCP)	1030–19000	106–9730	
Вода (Бк/л)	1,0–14,0	15,0–152,0	0,18–0,26
Очерет звичайний (Бк/кг MCP)	2500–14000	1000–4800	

Озеро Далеке (рис. 2.3) розташовано на відстані 4,5 км від ЧАЕС (азимут 5^0). Водойму умовно розділено на два плеса: північне – довжиною до 120 м, ширину близько 70 м та південне – довжиною близько 100 м, ширину до 40 м.



Рис. 2.3. Озеро Далеке

У південно-східній частині озера розташована затока довжиною 40 м і ширину близько 5 м. Максимальна глибина обох плес перевищує 6 м (максимальна у південному – 6,6 м). Між ними в ложі водойми знаходиться мілина до 2–3 м глибиною. Глибина озера становить до 4 м. Донні ґрунти представлені пісково-мулистими відкладеннями з переважним вмістом пісків. Об'єм водних мас озера становить 0,02 млн. m^3 , а площа водного дзеркала – 0,01 km^2 [108, 169].

Дані питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах оз. Далеке та ППД внутрішнього опромінення у батьківських рослин очерету наведено у табл. 2.2.

Таблиця 2.2

**Діапазони питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr , у компонентах гідроекосистеми
оз. Далеке та ППД внутрішнього опромінення батьківських рослин очерету [61,
63, 68, 72–74, 107, 190]**

Компонент	Питома активність		ППД, мкГр/год
	^{137}Cs	^{90}Sr	
Донні відклади (Бк/кг MCP)	2287–212000	109–7110	
Вода (Бк/л)	1,0–42,0	8,0–60,0	0,09–0,27
Очерет звичайний (Бк/кг MCP)	1000–9600	250–2230	

Озеро Азбучин (рис. 2.4) є водоймою складної форми, розташоване на території правобережної заплави р. Прип'ять у 2-х км на північний схід від Чорнобильської АЕС (азимут 30°).



Рис. 2.4. Озеро Азбучин

Морфологічно озеро розділено на два плеса: західне мілководне з переважаючими глибинами від 1,5 до 3 м та східне – з глибинами від 2 до 5 м. Дно озера характеризується наявністю численних ділянок з мулистими відкладеннями. Об’єм водних мас озера становить 0,78 млн. м³, а площа водного дзеркала – 0,27 км². Максимальні глибини в озері досягають 5,6 м [28, 108, 169]. Дані питомої активності ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у компонентах оз. Азбучин та ППД внутрішнього опромінення у батьківських рослин очерету наведено у табл. 2.3.

Таблиця 2.3

Діапазони забрудненості компонентів гідроекосистеми оз. Азбучин ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr та ППД внутрішнього опромінення батьківських рослин очерету [61, 63, 68, 72–74, 107, 108, 190]

Компонент	Щільність*/Питома активність		ППД, мкГр/год
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	
Донні відклади (10 ³ Бк/м ²)*	≤33000	≤15000	0,05–0,11
Вода (Бк/л)	4,8–22,8	37,0–190,0	
Очерет звичайний (Бк/кг МСР)	1300–4800	1200–10000	

Янівський (Прип'ятьський) затон (рис. 2.5) морфологічно відділено від основного русла р. Прип'ять дамбою.



Рис. 2.5. Янівський затон

У водоймі виділяють дві ділянки: глибоководне плесо глибиною до 14 м з площею водного дзеркала $0,84 \text{ km}^2$ та відріг шириною до 100 м, глибиною не більше 6 м та площею $0,10 \text{ km}^2$. За винятком прибережної смуги (до 50 м) глибина плеса складає більше 6 м.

Площа мулистих відкладень затону становить близько $0,43 \text{ km}^2$, а піскових – близько $0,54 \text{ km}^2$. Янівський затон розташований на відстані 2,5–5 км від аварійного реактора (азимут 330^0) і є однією з найбільш забруднених водойм північно-західного сектора.

У період будівництва Чорнобильської АЕС та м. Прип'ять затон було розширене і заглиблено при будівництві річкового порту. До осені 1986 р. Янівський затон, як і інші затони біжньої зони відчуження ЧАЕС, було перекрито насипним кам'яним матеріалом і мішками з піском для локалізації радіоактивних випадінь, що надійшли на його акваторію.

Об'єм водних мас затону становить близько $3,7 \text{ млн. m}^3$, а площа водного дзеркала – $0,84 \text{ km}^2$ [28, 108].

Дані питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах Янівського затону та ППД внутрішнього опромінення батьківських рослин очерету наведено у табл. 2.4.

Таблиця 2.4

Діапазони забрудненості компонентів гідроекосистеми Янівського затону ^{137}Cs та ^{90}Sr та ППД внутрішнього опромінення батьківських рослин очерету [61, 63, 68, 72–74, 107, 108, 190]

Компонент	Щільність*/питома активність		ППД, мкГр/год
	^{137}Cs	^{90}Sr	
Донні відклади ($10^3 \text{ Бк}/\text{м}^2$)*	3700–250000	37000–307000	0,02–0,05
Вода ($\text{Бк}/\text{l}$)	2,1–5,2	11–49	
Очерет звичайний ($\text{Бк}/\text{кг МСР}$)	300–1200	400–2000	

Водойму-охолодник ЧАЕС (рис. 2.6) створено на заплавній ділянці р. Прип'ять.



Рис. 2.6. Водойма-охолодник ЧАЕС

Береги водойми утворені огорожувальною дамбою довжиною 25 км, ширину 70–100 м та висотою 5,7 м та, частково, надзаплавною терасою. Дно піскове, на поглиблених ділянках мулистє. Водойма-охолодник має форму овала та розділена в поздовжньому напрямку водонапрямною греблею на дві частини – «теплу» і «холодну». Довжина водойми – 11 км, середня ширина – 2 км, площа водного дзеркала становить $22,7 \text{ км}^2$, глибина – 4–6 м, в окремих місцях – до 18–20 м. Загальна довжина шляху водних мас від гирла скидного каналу до водозабірного каналу становить 18,4 км. Водне дзеркало водойми знаходиться на 6–7 м вище рівня р. Прип'яті, внаслідок чого відбувається інтенсивна фільтрація води через дамбу. Потік

фільтраційних вод потрапляє частково безпосередньо в р. Прип'ять, однак здебільшого перехоплюється дренажним каналом, звідки надходить у річку з поверхневим стоком. Покриття витрат на фільтрацію та випаровування здійснюється шляхом підкачки води з р. Прип'ять за допомогою насосної станції. Хімічний склад води водойми-охолодника відповідає грунтово-геохімічним і кліматичним особливостям українського Полісся і визначається впливом широко поширених на водозборі карбонатних порід і багатих карбонатами ґрунтів [92].

Дані питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах ВО ЧАЕС та ППД внутрішнього опромінення батьківських рослин очерету наведено у табл. 2.5.

Таблиця 2.5

Діапазони питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr , у компонентах гідроекосистеми ВО ЧАЕС та ППД внутрішнього опромінення батьківських рослин очерету [15, 61, 63, 68, 72–74, 107]

Компонент	Питома активність		ППД, мкГр/год
	^{137}Cs	^{90}Sr	
Донні відклади (Бк/кг MCP)	1700–14500	9–466	
Вода (Бк/л)	1,4–3,1	1,3–2,2	0,12–0,31
Очерет звичайний (Бк/кг MCP)	1700–4400	200–1600	

Київське водосховище (рис. 2.7) створено при спорудженні Київської ГЕС в 1964–1966 рр.



Рис. 2.7. Київське водосховище

Довжина водосховища становить 110 км, ширина – до 12 км, площа – 922 км², середня глибина – 4 м, максимальна глибина – 14,5 м. Мілководні ділянки (глибиною до 2,0 м) займають близько 40% площини водосховища. Повний об'єм водних мас становить 3,73 км³. Температура води в липні – +20...+24 °С. Льодостав встановлюється із середини грудня до кінця березня. Водообмін відбувається від 8 до 15 разів на рік. Влітку спостерігається цвітіння води [28, 51, 169].

Питома активність ¹³⁷Cs у тканинах очерету Київського водосховища (табл. 2.6) у середньому становить 80,8 Бк/кг сухої маси [150–152], а вміст ⁹⁰Sr не перевищує 15 Бк/кг [32]. Сумарна ППД опромінення батьківських рослин очерету формується в основному за рахунок внутрішнього опромінення та не перевищує 0,04 мкГр/год.

Таблиця 2.6

**Діапазони питомої активності ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr, у компонентах гідроекосистеми
Київського водосховища та ППД внутрішнього опромінення батьківських
рослин очерету [32, 150, 172]**

Компонент	Питома активність		ППД, мкГр/год
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	
Донні відклади (Бк/кг MCP)	14–100	0,8–55	
Вода (Бк/л)	10E-2–6·10E-2	4E-3–0,145	
Очерет звичайний (Бк/кг MCP)	80,8*	≤ 15**	0,04***

Примітка:

* – усереднені значення;

** – усереднені значення для очерету звичайного порівняно зі значеннями для інших водяних рослин у цілому;

*** – потужність дози розраховано без урахування вмісту ⁹⁰Sr, оскільки значення питомої активності по ⁹⁰Sr знаходилися за межами діапазону вимірювання обладнання

Озеро Вербне (рис. 2.8) розташовано у межах Оболонського району м. Києва. Історично водойма утворена в заплаві р. Дніпро та має з нею гідрравлічний зв'язок. Озеро утворилося внаслідок видобування піску за допомогою способу гідронамиву у 1960-ті роки. На сьогоднішній день озеро щільно оточене житловими забудовами та відмежоване від основної частини заплави Дніпра. Дно переважно піскове, місцями мулисте. Вода навесні прозора, влітку та восени – світло-зеленуватого кольору за рахунок водоростей [8, 163].



Рис. 2.8. Озеро Вербне

Довжина озера становить 1,1 км, ширина – 60–240 м, середня глибина – 14 м, площа водного дзеркала – 16,4 га, площа прибережної смуги – 16,1 га [26, 134, 182]. Об’єм водних мас у межах 3 млн м³. Водойма використовується у декоративно-рекреаційних цілях [163]. Водний режим озера залежить від атмосферних опадів, ЗРВП та підземного живлення. Оз. Вербне є непроточною стратифікаційною водоймою безстічного типу з утрудненим водообміном [134]. Досліджуване озеро є мезотрофним з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення. Вміст радіонуклідів ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr в озері у 2001–2002 роках представлено в табл. 2.6.

Таблиця 2.6

Діапазони питомої активності ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr, у компонентах гідроекосистеми оз. Вербне та ППД внутрішнього опромінення батьківських рослин очерету [98]

Компонент	Питома активність		ППД, мкГр/год
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	
Донні відклади (Бк/кг MCP)	2,4–4,9	1,9–2,5	
Вода (Бк/л)	1,3E-3–4,4E-3	1,8E-2–3,0E-2	<0,03
Очерет звичайний (Бк/кг MCP)	8,8–15,1	8,8–15,1	

Зарості повітряно-водяних рослин займають близько третини довжини берегової смуги. Навколо озера розташована паркова зона довжиною до 50 м. На боці озера, що примикає до Московського проспекту, розташована густо заросла водяними та напівводяними рослинами затока, в якій відмічено найбільш щільні популяції гідробіонтів та амфібіонтних тварин [8].

2.2. Характеристика очерету звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud) як типового представника повітряно-водяних рослин

2.2.1. Загальна характеристика

Очерет звичайний, або південний *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. – багаторічна трав'яниста рослина, що належить до відділу Покритонасінні (*Liliopsida*), ряду Тонконогоцвіті (*Poales*) та родини Злакові (*Poaceae*), характеризується прямостоячими стеблами. Висота дорослої особини становить від 0,5 до 3 м, стебла рідко лежачі, товщиною до 12 мм, порожнисті, гладкі, густо облистнені. Листки – сіро- або сизо-зелені, їх піхви щільно охоплюють стебло; листові пластинки довгі, лінійно-ланцетні, плоскі, досить широкі (1–5 см), жорсткі, по краях шорохуваті [80, 187]. Дорослі особини виду характеризуються чисельними вузлами, а також повзучими пагонами [90].

Квітки зібрані в колоски, які утворюють велике верхівкове волотисте суцвіття. Волоть зазвичай густа, довжиною від 20 до 50 см; нижній вузол волоті волосистий, гілки і гілочки гострі та шорсткі. Довжина гілок, що складають волоть колосків, становить 9–15 мм. Колоскові луски ланцетні, причому верхня значно довша за нижню. У кожному колоску від 3 до 7 квіток, нижня квітка чоловіча, а решта – двостатеві. Вісь колоска по всій довжині покрита довгими волосинами [71, 154, 242].

Оцвітина відсутня, тичинки і маточка оточені двома квітковими лусками. Нижня квіткова луска витягнута в довге шилоподібне вістря, яке в три рази довше самої луски. Тичинок 3, їх пильовики фіолетові. Маточка з верхньою одногніздною

зав'яззю і 2-ма рильцями. Цвіте очерет з липня до вересня. Квітки запилюються вітром, тому продукують багато пилку. Плоди дозрівають у різний час, починаючи з серпня. Плід – зернівка [71, 80, 242]. Очерет звичайний росте на узбережжях та мілководдях водойм. Утворює густі зарості в гирлах річок, що впадають в Каспійське, Азовське і Чорне моря, а також навколо заростаючих болотистих ділянок озер, заливних луків, сирих пісків, де значно зменшує забрудненість води органічними речовинами [11, 21, 89, 101]. Широко розповсюджений у водоймах Північного Полісся.

2.2.2. Морфологія насіння очерету звичайного та особливості початкового передгенеративного періоду

Насіннєва продуктивність очерету чисельно виражається як 1:5000–1:50000, тобто один наземний пагін може містити в суцвітті від 5000 до 50000 насінин, схожість яких становить 50–95% [212, 248, 259]. Насіння очерету – зернівка еліптичної форми довжиною 1–1,5 мм та ширину 0,4–0,6 мм, бурувато-жовтого або світло-бурого кольору (рис. 2.9). Абсолютна маса насіння коливається від 0,12 до 0,13 г, об’єм зернівки в стані спокою становить $0,004 \text{ mm}^3$, об’єм набухлої зернівки збільшується до $0,005 \text{ mm}^3$. Об’ємна маса насіння при набуханні змінюється від 0,018 до $0,022 \text{ mg/mm}^3$ [71, 80].

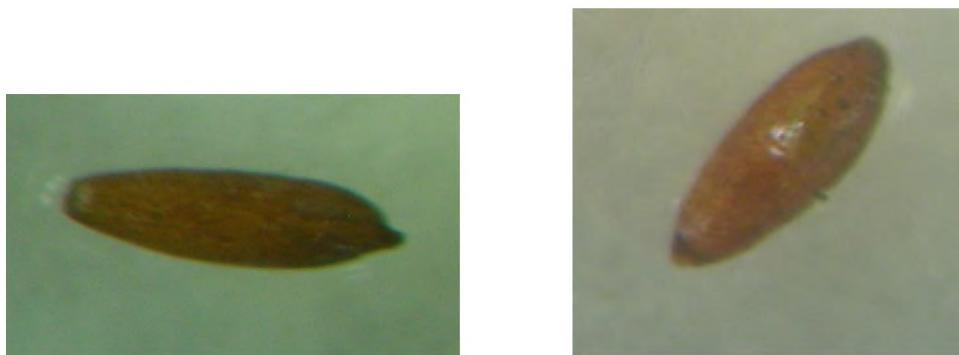


Рис. 2.9. Зернівки очерету звичайного. Збільшення – 10×2

Опадають зернівки разом з квітковими лусками та сидячих на квітковій осі волосинками, які захищають зернівку від набухання восени, а також відіграють

суттєву роль при дисемінації та забезпечують анемохорію. Крім того, властивість волосинок не змочуватися водою сприяє гідрохорії [71]. Дисемінація настає у вересні та триває 1–1,5 місяця [80].

На вершині зернівки знаходиться стилоподій (залишки дволопатного рильця), в нижній третині розташований зародок. Поверхня зернівки покрита насіннєвою шкіркою та перикардом, що утворюють покрови насіння. Більшу частину насіння складає склоподібний напівпрозорий ендосперм. В зародку добре виражена гаустральна частина сім'ядолі – щиток, що розміщується між осьовими органами та ендоспермом та виконує провідні функції при живленні зародка за рахунок запасних речовин ендосперму [71, 80].

За сприятливих умов (хороше освітлення, зволоження, аерація, та температура 25–27 °C) насінини очерету набухають та починають проростати через 48 годин (рис. 2.10) [80, 259]. За більш низьких температур (15–16 °C) паростки з'являються на 5-й день. Процес проростання обумовлений переходом ензимів із зародка в ендосперм з розчиненням поживних речовин [71].

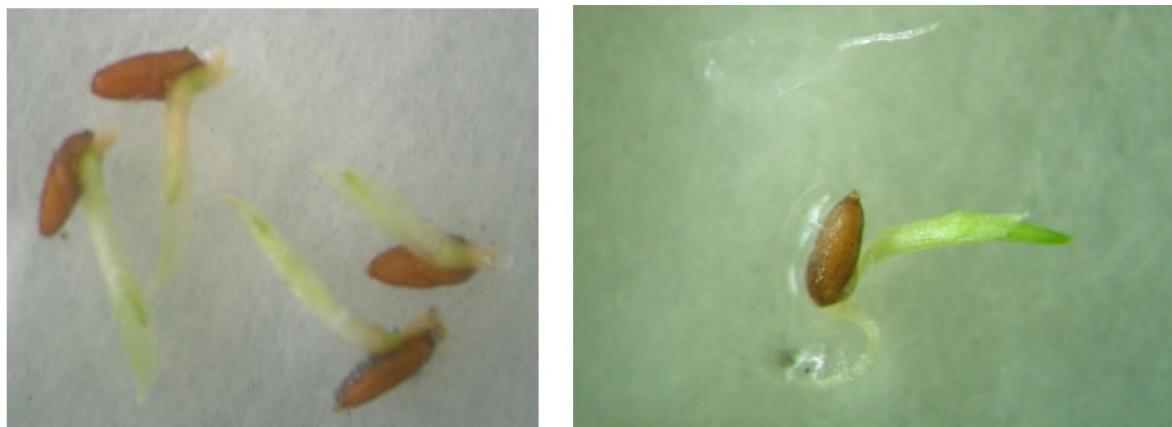


Рис. 2.10. Паростки насіння очерету звичайного. Збільшення – 16

В набухлому стані зародок, розростаючись, прориває покрови зернівки та виходить назовні. У верхній його частині збільшується безхлорофільний мезокотиль, що виносить приховану колеоптилем бруньку дотори. Будова зернівки та паростка насіння на різних етапах проростання представлена на рис. 2.11 та 2.12, відповідно.

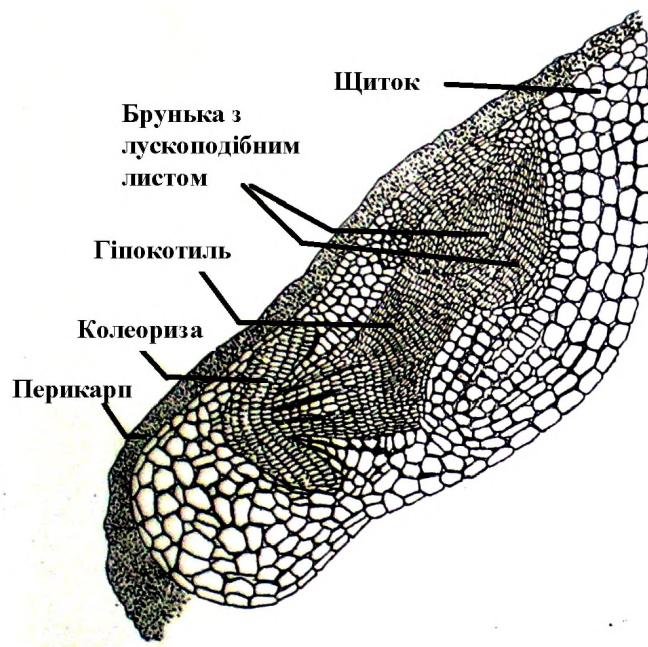


Рис. 2.11. Будова зернівки очерету звичайного [71]

В базальній частині гіпокотиля екзогенно формується головний корінь – колеориза, що багатьма дослідниками іменується як коренева піхва. Колеориза має деякі морфологічні та функціональні особливості кореня: покрита життєздатними та функціональними кореневими волосинками, а ділянка на вершині кореня – позбавлена кореневих волосків та складається з клітин, що відрізняються від клітин покривного шару колеоризи [71, 154].

На відміну від зародка, паросток здатен до самостійного автотрофного живлення. Протягом перших днів паросток використовує лише поживні речовини насіння, однак через 24–32 години на колеоризі утворюються кореневі (колеоризові) волосинки, які всмоктують поживні речовини на перших етапах життя та прикріплюють паросток до субстрату [136, 189]. На третій-четвертий день проросток збільшується в розмірах, зернівка стає м’якою, напівпорожньою, з головного кореня формується зародковий корінь, який швидко росте (рис. 2.12).

Зародковий корінь за своїм походженням є, ймовірно, боковим коренем. Даний орган формується всередині головного кореня – колеоризи. В із втратою колеоризою своєї основної функції, боковий зародковий корінь, помилково іменований головним, закладається ще під час формування самого зародка [136]. При проростанні зернівки,

в перші дні існування паростка зародковий корінь виконує функцію головного кореня.

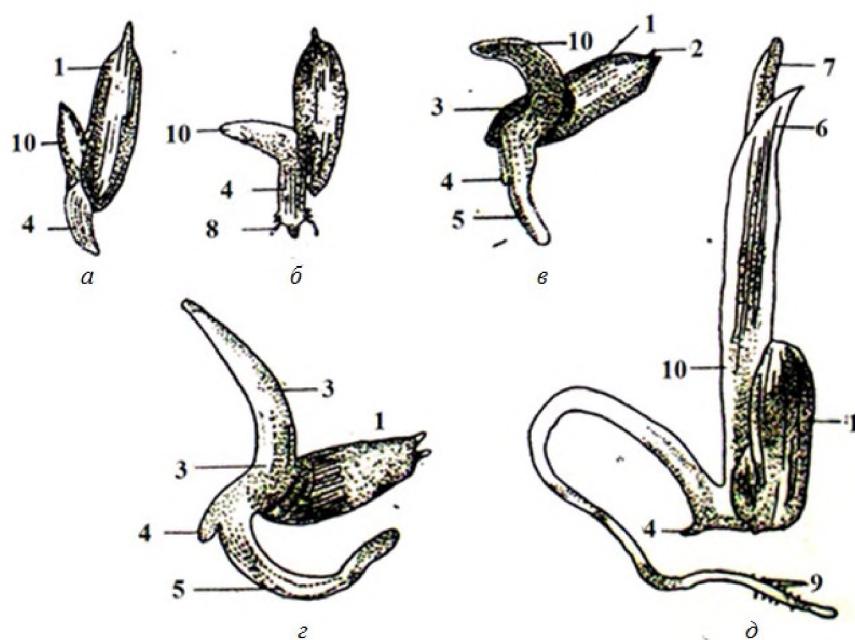


Рис. 2.12. Будова паростка насіння очерету звичайного протягом перших діб проростання. *а, б, в, г, д* – відповідно одноденний, дводенний, триденний, чотириденний та п'ятиденний паросток. 1 – зернівка, 2 – стилоподій, 3 – гіпокотиль, 4 – колеориза, 5 – зародковий корінь, 6 – колеоптиль, 7 – первинний листок, 8 – колеоризові кореневі волосинки, 9 – кореневі волосинки, 10 – мезокотиль [71].

Збільшення – 18

На п'ятий день життя у паростків значно збільшується зона всмоктування – зародковий корінь енергійно росте, видовжується і на ньому утворюються кореневі волосинки. До цього часу пригнічуються та частково відмирають колеоризові кореневі волосинки та здійснюється звичайне кореневе живлення. В цей період активується мезокотиль і колеоптиль та з'являється перший зелений лист юної рослини – «шильце». На кінець п'ятого дня після утворення шильця стає можливим ріст верхівкової бруньки, що дає початок наземному пагону [154].

В наступні дні продовжується швидкий ріст зародкового кореня. Йому притаманна характерна особливість: під час росту він вигинається для прикріplення до субстрату в пошуках поживного середовища. З появою зеленого листя гіпокотиль

з колеоризою утворюють вузол кущення та стеблоподібні бруньки, а також багаточисельні придаткові корені, після чого паросток перетворюється в ювенільну рослину [71, 154].

При вирощуванні в ґрунті чисельні придаткові гіпокотильні корені утворюються протягом першої декади життя ювенільної рослини [71].

Насіння очерету звичайного здатне зберігати схожість при зберіганні протягом тривалого періоду – до декількох років [80].

Після осипання насінини знаходиться в стані вимушеної спокою та не мають потреби в дозріванні, а за відповідних умов можуть проростати восени поточного року. Ріст та розвиток очерету регулюється як генетично, так і впливом чинників зовнішнього середовища [247]. Фактором, що стримує проростання насіння є температура ґрунту, яка в жовтні рідко досягає оптимальних показників [71, 247].

В природних умовах насінини очерету звичайного проростають на поверхні зволожених прибережних мілководь при яскравому сонячному свіtlі та доступі повітря. Менш активно відбувається проростання на слабко затоплених мілководдях та наново відкладених заносах [71].

2.3. Методика відбору та пророщування насіння очерету звичайного

Насіннєвий матеріал відібрано з суцвіть очерету звичайного з водойм ЧЗВ – озер Глибоке, Далеке, Азбучин, Янівського затону, ВО ЧАЕС та водойм з фоновим радаційним рівнем – Київського водосховища (с. Лютіж) та оз. Вербне (м. Київ) згідно стандартних методик [164, 165].

Відбір волотей для вилучення насіннєвого матеріалу здійснювався у межах випадково вибраних 10 ділянок берегової лінії кожної з водойм. Площаожної ділянки становила 1 м². Зожної ділянки біло відібрано по 5 волотей. Для дослідів випадковим чином, відбиралося до 150 зернівок зожної водойми з метою їх подальшого пророщування в лабораторних умовах.

Для встановлення наслідків впливу йонізувального випромінення для насіннєвого потомства очерету звичайного проведено серію дослідів з пророщування

насіння. Досліди проводилися методом лабораторного культивування насіння. Зернівки пророщували у трьох повторностях, висіваючи їх на вологий фільтрувальний папір у чашках Петрі (рис. 2.13).

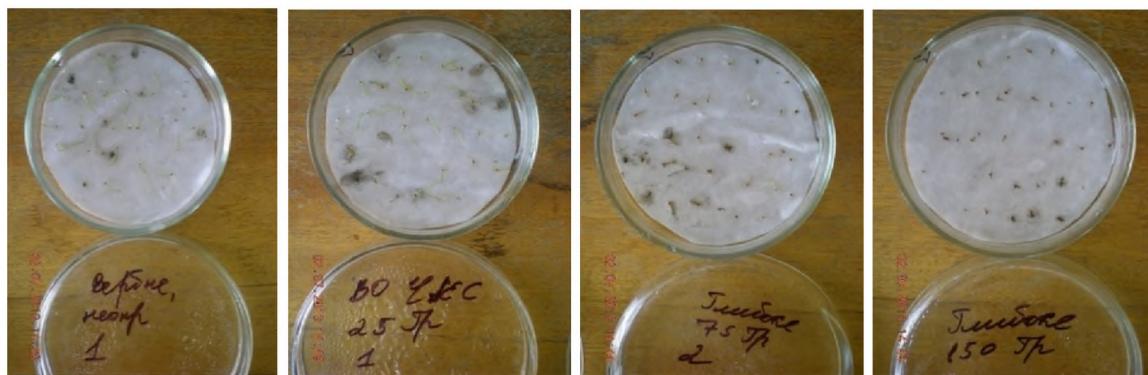


Рис. 2.13. Насіннєвий матеріал очерету звичайного у чашках Петрі

Чашки Петрі розміщували на стелажі з освітленням 5–10 кЛк за температури 20–24 °С та з обов’язковим дотриманням умов рандомізації. Для підтримання оптимальної вологості фільтрувальний папір зволожували дистильованою водою з періодичністю 1 раз на 3–4 дні. Результати вимірювання досліджуваних показників фіксувалися у журналі ведення обліку дослідних даних 1 раз на 1–2 дні.

2.4. Методи визначення показників життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного

2.4.1. Методи визначення показників схожості, енергії проростання, виживаності паростків та життєздатності насіння

Життєздатність насіннєвого потомства оцінювалася за показниками схожості, енергії проростання, періоду появи першого-останнього паростка, життєздатності насіння та виживаності паростків. Схожість є показником процесу проростання насіння, який визначає здатність насіння до утворення паростків [141, 143]. Схожими вважалися зернівки, довжина кореня та/або листка яких становила не менше 5 мм.

Схожість насіння очерету звичайного *B* обчислювалася за формулою 2.1:

$$B = \frac{n \cdot 100}{N}, \quad (2.1)$$

де n – кількість паростків; N – кількість зернівок, взятих для пророщування.

Окремо визначався період схожості насіння. За нормальних умов період схожості триває декілька діб, у період з 2-ї по 9-ту добу досліду. Зростання показника схожості при цьому підпорядковується логарифмічній функції, а крива схожості має характерний s-подібний вигляд [54, 59, 143].

Показник енергії проростання $E_{\text{прор}}$ характеризує одночасність появи сходів [141, 143]. Енергію проростання розраховувалася згідно з формулою 2.2:

$$E_{\text{прор}} = \frac{n_{\text{кпмс}} \cdot 100}{N}, \quad (2.2)$$

де $E_{\text{прор}}$ – енергія проростання, N – кількість насіння, взятої для пророщування, $n_{\text{кпмс}}$ – кількість насінин, що проросли на кінець періоду масових сходів (логарифмічна частина кривої динаміки схожості).

Виживність паростків Vb визначалася як частка паростків, що вижили, від схожих (формула 2.3):

$$Vb = \frac{S}{Bs}, \quad (2.3)$$

де S – кількість паростків, що вижили, Bs – кількість схожих паростків.

Життєздатність насіння Vn розраховувалася як частка життєздатних пророслих зернівок з розрахунку на кількість посадженого насіння на останній день досліду (формула 2.4):

$$Vn = \frac{S}{N}, \quad (2.4)$$

де S – кількість паростків, що вижили, N – кількість посадженого насіння.

Виживаність паростків та життєздатність насіння визначалися на стадії появи справжнього листка. Якщо паросток досягав цієї стадії морфогенезу, це свідчило про його подальшу життєздатність та початок функціонування меристем очікування [143].

2.4.2. Методи визначення лінійних показників росту насіннєвих паростків очерету звичайного

Для оцінки ростових процесів паростків аналізувалася динаміка довжини кореня та листка насіннєвих паростків та частотний розподіл довжини кореня та листка. Динаміку середньої довжини кореня та листка L вимірювалася протягом перших 8–12 діб, у період найбільш інтенсивного проростання зернівок. З метою уникнення значних похибок вимірювань середню довжину кореня та листка розраховано без урахування величини лінійних показників новостворених паростків, довжина кореня та листка яких не перевищувала 1,5 мм. Вимірювання проводилися за допомогою оптичної шкали об'єктиву бінокуляру МБС–9 при збільшенні 8×2 . Отримані дані переводили в міліметри за допомогою пропорційних розрахунків для наочності відображення результатів.

Розподіл довжини кореня та листка насіннєвих паростків проаналізовано з використанням критерію χ^2 для перевірки нульової гіпотези про нормальний розподіл ознаки. Розраховано коефіцієнт асиметрії за стандартизованим моментом 3-го порядку, ексцесу за стандартизованим моментом 4-го порядку та варіації [82, 160].

2.4.3. Методи визначення аномалій насіннєвих паростків очерету звичайного.

Радіоморфози досліджено за показником частоти аномалій визначеного типу у перерахунку на всю досліджувану вибірку [85].

Виявлені аномалії схожих зернівок розділено на такі групи: хлорофільні аномалії, порушення геотропізму, некрози коренів та порушення органогенезу. До першої групи хлорофільних або пігментних аномалій *albina* віднесли паростки з безхлорофільними знебарвленими листками (рис. 2.14).

До паростків з порушеннями органогенезу віднесли такі, що мали з розвинені листки без кореня, паростки з кількома коренями, що мали спільну точку росту та паростки з додатковими коренями, що росли з колеоптиля (рис. 2.17).

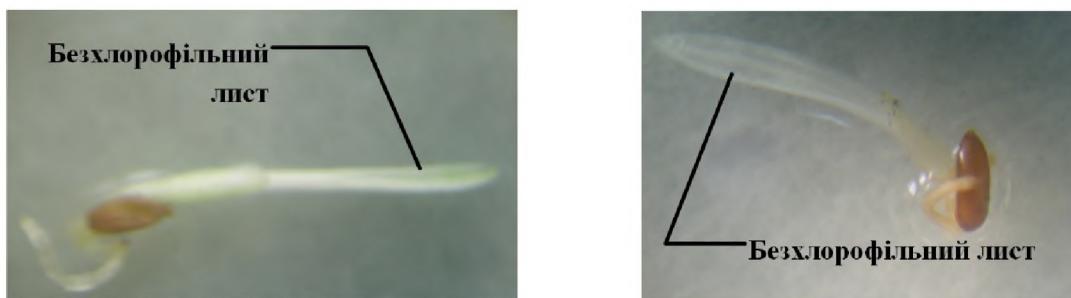


Рис. 2.14. Хлорофільні аномалії листка у насіннєвих паростків очерету звичайного

Для паростків зернівок очерету з порушеннями геотропізму була характерна «скрученість» зародкових коренів та/або зародкового та першого справжнього листка (рис. 2.15).

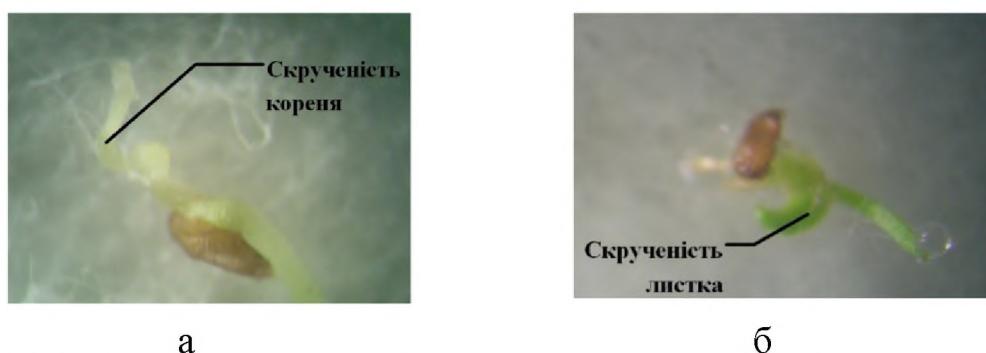


Рис. 2.15. Порушення геотропізму кореня (а) та листка (б) у паростків очерету звичайного

Інший тип порушень, який часто зустрічався – відмирання (некрози) кореня у паростків (рис. 2.16).



Рис. 2.16. Некроз кореня у паростка очерету звичайного

Для деяких паростків була характерна наявність декількох аномалій одночасно, наприклад, паростки з безхлорофільними листками мали порушення геотропізму зародкового кореня, тому кількість паростків з різними типами аномалій аналізувалася окремо.



Рис. 2.17. Порушення органогенезу у паростків очерету звичайного, *а* – відсутність коренів, *б* – декілька точок росту коренів, *в* – спільна точка росту кількох коренів

Як за хронічного, так і за ДГО у дозах 1, 25, 75 та 150 Гр, виживаність паростків змінювалася, а самі паростки характеризувалися некрозами кореня. Тому, загальну кількість аномалій насіннєвого потомства очерету визначено як частку паростків з аномаліями, сумісними з життездатністю насіння з розрахунком на кількість схожих зернівок, без урахування некрозів кореня.

2.5. Схеми проведення експериментів

Перший дослід проводили, пророщаючи насіння очерету звичайного, що пройшло порівняно короткий період спокою (далі КПС) – 20–30 діб після збору. Тривалість досліду становила 26 діб. Для досліду відібрано по 150 зернівок з кожної водойми, по 50 зернівок на одну чашку Петрі. Дослід проводили у трикратній повторності. Схема досліду представлена на рис. 2.18.

Протягом другого досліду, проведеного з метою дослідження виживаності паростків, пророщено насіння після тривалого періоду спокою (далі ТПС), що

становив 120–160 діб. Тривалість досліду становила 21 добу. Дослід проводився у трикратній повторності (рис. 2.19)

Третій дослід проводили у трикратній повторності, пророщуючи зернівки після КПС тривалістю 20–30 діб. Зразки насіння відібрано з озер Глибоке, Далеке, Азбучин, Янівського затону, ВО ЧАЕС, та Київського водосховища, що піддавалися додатковому гострому опроміненню та отримали дозу 1 Гр протягом 2 годин.

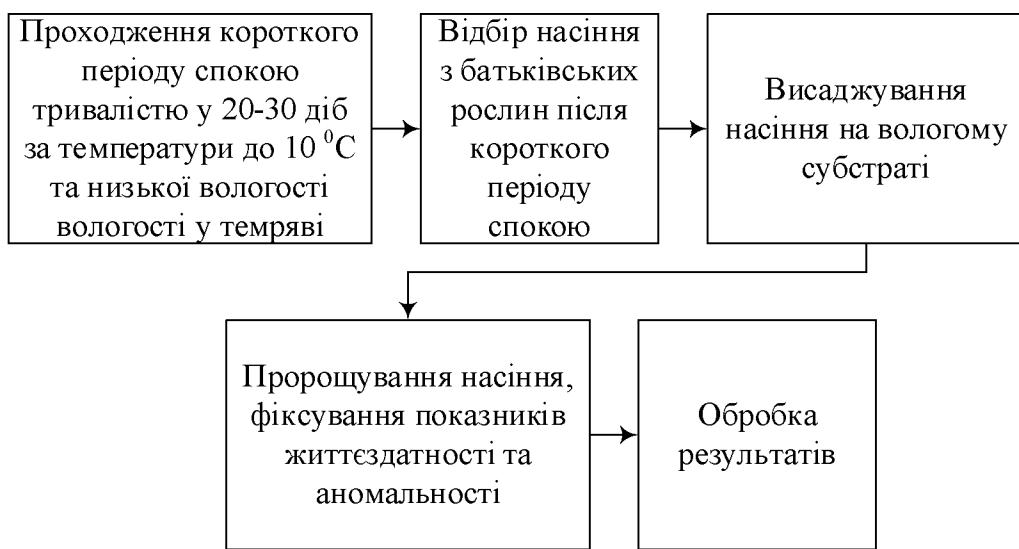


Рис. 2.18. Схема проведення досліду з пророщування насіння очерету звичайного після КПС



Рис. 2.19. Схема проведення досліду з пророщування насіння очерету звичайного після тривалого періоду спокою

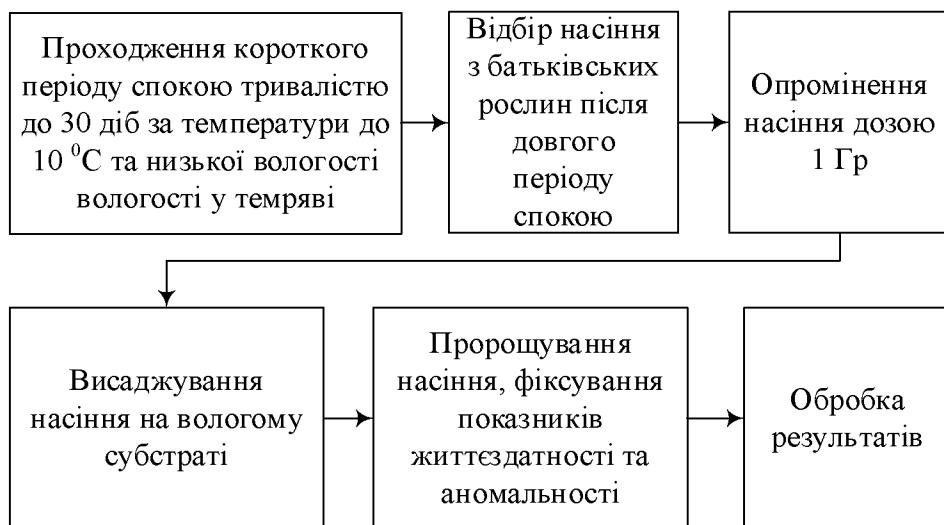


Рис. 2.20. Схема проведення досліду з пророщування насіння очерету звичайного після додаткового опромінення дозою в 1 Гр

Зернівки перед третім дослідом було опромінено за допомогою установки УПД (Інтер), модель 11, джерелом опромінення в якій є $\text{^{134}Cs}$, активність якого становить $2,8 \cdot 10^{12}$ Бк. Тривалість досліду становила 15 діб (рис. 2.20).

Четвертий дослід (рис. 2.21) проводили, пророщуючи насіння очерету з озер Глибоке, Вербне та ВО ЧАЕС, після КПС тривалістю 20–30 діб. На рис. 2.21 наведено схему проведення досліду з пророщування насіння очерету звичайного після додаткового опромінення дозами у 25, 75 та 150 Гр.



Рис. 2.21. Схема проведення досліду з пророщування насіння очерету звичайного після додаткового опромінення дозами у 25, 75 та 150 Гр

Зернівки опромінено на електронному прискорювачі «ІЛУ-6» з рентгенівським випромінюванням у діапазоні енергій 1,2–2,5 MeВ. Потужність дози опромінення становила 30 Гр/хв. Насіння зазнало гострого опромінення, у діапазоні поглинених доз 25, 75 та 150 Гр (50 с, 2,5 та 5 хв відповідно). Період від закінчення опромінення до початку досліду становив 2,5 год. Тривалість досліду становила 35 діб. Дослід проводили також у трикратній повторності.

2.6. Методи математичної обробки отриманих даних

В роботі використано різні методи математичної обробки результатів [24, 48, 82, 114, 135, 160] з застосуванням програмних продуктів Origin Pro 8.0, 9.0 та MS Excel 2016.

2.6.1. Статистичні методи при визначенні лінійних показників насіннєвих паростків

Середня довжина кореня та лиска протягом перших п'яти діб дослідів визначалася як просте середнє арифметичне [5, 82, 160] відповідно до формули 2.5:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}, \quad (2.5)$$

де x_i – значення довжини кореня та листка, мм.

Після п'ятої доби досліду розраховувалося середнє зважене арифметичне для згрупованих даних (формула 2.6), оскільки показник варіював у широких межах [82]:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i f_i}{\sum_{i=1}^n f_i}, \quad (2.6)$$

де f_i – частота паростків з довжиною кореня x_i .

На основі даних середньої довжини кореня та листка визначалася середня похибка вимірювань [5, 160] згідно формули 2.7:

$$m = \frac{\sigma}{\sqrt{n}}, \quad (2.7)$$

де σ – середнє квадратичне відхилення, n – кількість паростків, що мають приріст довжини кореня та листка.

Середнє квадратичне відхилення розраховано за формулою 2.8 [48, 114, 135]:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum(x - \bar{x})^2}{n}}, \quad (2.8)$$

де x – довжина кореня та листка, \bar{x} – середня довжина кореня та листка, n – кількість паростків, що мають приріст довжини кореня та листка.

Розподіл довжини кореня та листка насіннєвих паростків проаналізовано з використанням критерію χ^2 для перевірки нульової гіпотези про нормальній розподіл ознаки [116].

χ^2 для перевірки нульової гіпотези про нормальній розподіл ознаки довжини кореня та листка розраховувався за формулою 2.9:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(f_i - f'_i)^2}{f'_i}, \quad (2.9)$$

де f_i – абсолютна частота паростків з середньою довжиною кореня, яка коливається в i -му інтервалі, f'_i – їх теоретична частота.

Отримане значення порівнювалося з табличним.

Розраховано коефіцієнт асиметрії за стандартизованим моментом 3-го порядку, ексцесу за стандартизованим моментом 4-го порядку та варіації [5, 82, 160]. Коефіцієнт асиметрії кривої розподілу середньої довжини кореня та листка A_3 визначено за формулою 2.10:

$$A_3 = \frac{S_3}{\sigma^3}, \quad (2.10)$$

$$S_3 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^3 f_i}{\sum_{i=1}^n f_i}; \quad (2.11)$$

де

f_i – частота варіанти x_i .

Коефіцієнт ексцесу розраховувався за формулою 2.12:

$$E = \frac{S_4}{\sigma^4} - 3, \quad (2.12)$$

$$S_4 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^4 f_i}{\sum_{i=1}^n f_i} \quad (2.13)$$

де

Використовуючи програмне забезпечення Maple VI обчислювалася середня довжина кореня та листка у паростків, середнє квадратичне відхилення, середню похибку досліджуваних показників.

2.6.2. Метод камерних моделей поведінки радіонуклідів у екосистемах

Перехід радіонуклідів між біотичними та абіотичними компонентами озер Глибоке та Далеке описано за допомогою системи диференційних рівнянь (2.14), [257]:

$$\begin{cases} \frac{dC_0}{dt} = -a_{01}C_0 - \lambda C_0, \\ \frac{dC_1}{dt} = a_{01}C_0 - a_{12}C_1 + a_{21}C_2 + a_{31}C_3 - a_{13}C_1 - \lambda C_1, \\ \frac{dC_2}{dt} = a_{12}C_1 - a_{21}C_2 - a_{23}C_2 + a_{32}C_3 - \lambda C_2, \\ \frac{dC_3}{dt} = a_{13}C_1 - a_{31}C_3 + a_{23}C_2 - a_{32}C_3 - \lambda C_3, \end{cases} \quad (2.14)$$

де: $a_{01}, a_{12}, a_{21}, a_{23}, a_{32}, a_{13}, a_{31}$ – швидкості переходу радіонуклідів між камерами протягом року, рік^{-1} , C_0-C_3 – активність радіонуклідів, % від загального запасу в екосистемі (у камерах «ЗРВП», «Вода», «Біота (очерет звичайний)» та «Донні відклади» відповідно), λ – стала розпаду радіонуклідів, рік^{-1} .

Швидкість переходу a_n або коефіцієнт переходу K_n є інтегручим показником, який характеризує накопичення радіонуклідів у живому організмі та залежить від

багатьох чинників, таких як: раціон, особливості засвоєння радіонуклідів конкретним організмом, його фізіологічні особливості, екологічні та гідрохімічні умови, співвідношення процесів адсорбції-десорбції у тканинах та ін. При математичному моделюванні даний показник визначає накопичення радіонуклідів у динамічному режимі, а екосистемах, які перебувають у стані рівноваги, наближається до постійної величини [104]. Вміст радіонуклідів, які накопичуються в організмі гідробіонтів до певної межі, є функцією від часу перебування цих організмів у забрудненому радіонуклідами середовищі [162].

Стійкість математичних моделей оцінювалася за допомогою методик [122].

Початкові значення питомої активності та ППД вегетуючими батьківськими рослинами з метою створення камерних моделей та дослідження ефектів йонізувального опромінення у насіннєвого потомства очерету бралися на основі розрахункових даних програмного продукту ERICA 2016 1,2 [211, 218–220, 234], бази даних FREDERICA та літературних даних [49, 72–74, 76, 107, 217, 235].

2.6.3. Методи кореляційного, регресійного та двофакторного дисперсійного аналізу

2.6.3.1. Кореляційний аналіз

Кореляційний зв'язок між досліджуваними показниками життєздатності, аномальності насіннєвого потомства очерету та дозою йонізувального опромінення досліджено за допомогою стандартних методів кореляційного аналізу [16, 114, 160], а також методу Z, запропонованого Фішером, для малих вибірок [16, 23, 82, 160].

Лінійний коефіцієнт кореляції розраховано відповідно до формули 2.15:

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x_i - \bar{x})^2 \sum (y_i - \bar{y})^2}}, \quad (2.15)$$

де \bar{x}, \bar{y} – середні значення даних.

Для визначення істотності коефіцієнта кореляції використовувався критерій Стьюдента (формула 2.16):

$$t = r \times \sqrt{\frac{n-2}{1-r^2}}, \quad (2.16)$$

та порівнювався із табличним значенням $t_{p,k}$, де $k = n-2$ – ступінь свободи, p – обраний рівень надійності (наприклад, 0,95). При $|t| > t_{p,k}$ кореляція між процесами підтверджувалася з обраною надійністю. В іншому випадку зв'язку між процесами не існувало.

Коефіцієнт кореляції r обчислювався згідно з такими формулами 2.17–2.20:

$$r = \frac{D_x + D_y - D_d}{2\sqrt{D_x D_y}}, \quad (2.17)$$

$$D_x = \sum x^2 - \frac{(\sum x)^2}{n}, \quad (2.18)$$

$$D_y = \sum y^2 - \frac{(\sum y)^2}{n}, \quad (2.19)$$

$$D_d = \sum d^2 - \frac{(\sum d)^2}{n}, \quad (2.20)$$

де D_x, D_y, D_d – суми квадратів відхилень, або девіати;

x – середня ППД, мкГр/год;

y – показник життездатності насіннєвого потомства або тип аномалій;

$d = x - y$;

n – розмір вибірки.

Для оцінки статистичної вірогідності коефіцієнту кореляції, згідно цього методу, використовувався критерій t_z та порівнювався також з табличним значенням, перевірялася нульова гіпотеза при рівнях значимості $P = 0,60–0,99$ [116].

2.6.3.2. Двофакторний дисперсійний аналіз

Двофакторний дисперсійний аналіз взаємозв'язку впливу фактору хронічного (A) та гострого опромінення (B) починали з визначення факторіальних девіат D_A , D_B , залишкової D_e та загальної девіати D_y [3, 4, 6, 97] відповідно до формул 2.21–2.26:

$$D_A = \sum_{i=1}^a \frac{(\sum x_A)^2}{n_A} - H, \quad (2.21)$$

$$D_B = \sum_{i=1}^b \frac{(\sum x_B)^2}{n_B} - H, \quad (2.22)$$

$$D_{AB} = D_x - (D_A + D_B), \quad (2.23)$$

$$D_x = \sum \frac{(\sum x_i)^2}{n} - H, \quad (2.24)$$

$$D_e = \sum_{i=1}^N x_i^2 - \frac{\sum (\sum x_i)^2}{n}, \quad (2.25)$$

$$D_y = \sum_{i=1}^N x_i^2 - H, \quad (2.26)$$

де $H = (\sum x_i)^2/N$, x_i – варіанта, N – кількість варіант;

n – кількість варіант x_i в кожній градації досліду, тобто кількість повторностей;

a, b – відповідно кількість градацій факторів A та B ;

$n_A = nb$ – кількість варіант x_A по фактору A ;

$n_B = na$ – кількість варіант x_B по фактору B .

Після факторіальних девіат визначалася величина факторіальної дисперсії S_A^2 та S_B^2 , міжгрупової дисперсії S_{AB}^2 та залишкової дисперсії S_e^2 (формули 2.27–2.30):

$$S_A^2 = \frac{D_A}{a-1}, \quad (2.27)$$

$$S_B^2 = \frac{D_B}{b-1}, \quad (2.28)$$

$$S_{AB}^2 = \frac{D_{AB}}{(a-1)(b-1)}, \quad (2.29)$$

$$S_e^2 = \frac{D_e}{N-ab}, \quad (2.30)$$

На основі отриманих даних дисперсії визначалися дисперсійні відношення $F:S_A^2/S_e^2$, S_B^2/S_e^2 та S_{AB}^2/S_e^2 , які характеризують вплив кожного фактора та їх сумісну дію на досліджувані ростові процеси насіннєвих паростків очерету

Достовірність результатів двофакторного аналізу оцінювалася за допомогою критерію Пірсона для рівнів значущості $P = 0,95$ та $P = 0,99$, перевіряючи при цьому нульову гіпотезу, яку приймалася за $F < F_{\text{cr}}$ [23, 116].

2.6.3.3. Регресійний аналіз

Регресійний аналіз здійснено шляхом побудови ліній тренду з використанням методу найменших квадратів. Використано метод лінійної та нелінійної регресії [37, 70, 233]. При лінійній регресії рівняння апроксимованої прямої мало вигляд (формула 2.31):

$$y = a + bx \quad (2.31)$$

Рівняння експоненційного тренду мало такий вигляд (формула 2.32):

$$y = ae^{kx+b} \quad (2.32)$$

Для оцінки адекватності рівняння регресії розраховувалася величина достовірності апроксимації R^2 [180, 233].

Загалом, у дослідженнях використано різноманітні методи гідробіологічних досліджень насіннєвого потомства вищих водяних рослин за умов хронічного та гострого йонізувального опромінення.

Наведено гідрологічну характеристику водойм, з яких взято матеріал для дослідження. Насіннєвий матеріал відібрано у замкнутих та слабко проточних водоймах в межах лівобережної частини заплави р. Прип'ять – озерах Глибоке, Далеке, та правобережної – оз. Азбучин, Янівському затоні та водоймі-охолоднику (ВО) ЧАЕС; для порівняння – в оз. Вербне, що знаходиться в межах Оболонського району м. Києва та Київському водосховищі (поблизу с. Лютіж) на ділянках з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення.

Надано систематику та морфологію очерету звичайного. Описано морфологію насіння, та особливості ростових процесів на початку передгенеративного періоду.

Представлено методику проведення дослідів з пророщування насіння та визначення показників життєздатності та аномалій насіннєвого потомства в лабораторних умовах.

Описано метод камерних моделей поведінки радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в екосистемах озер.

Розглянуто методи кореляційного, регресійного, двофакторного аналізу та статистичної обробки отриманих даних.

РОЗДІЛ 3. МОДЕЛІ ПОВЕДІНКИ РАДІОНУКЛІДІВ ^{90}Sr ТА ^{137}Cs В ОЗЕРАХ ГЛИБОКЕ ТА ДАЛЕКЕ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

3.1. Камерні моделі динаміки вмісту радіонуклідів у компонентах озерних екосистем

Використано дані розподілу основних дозоутворюючих радіонуклідів – ^{137}Cs та ^{90}Sr [39, 49, 68, 73, 74, 76, 107] в абіотичних та біотичних компонентах екосистем озер Глибоке та Далеке для створення камерних моделей поведінки цих радіонуклідів у гідроекосистемах цих озер, які є найбільш радіоактивно забрудненими водоймами Чорнобильської зони відчуження.

Метою побудови моделей є прогноз розподілу радіонуклідів у екосистемах досліджуваних водойм протягом наступних 20-ти років після 2000-го року.

Побудовані моделі (рис. 3.1) включали такі камери: «ЗРВП», «Вода», «Біота (очерет звичайний)», «Донні відклади».

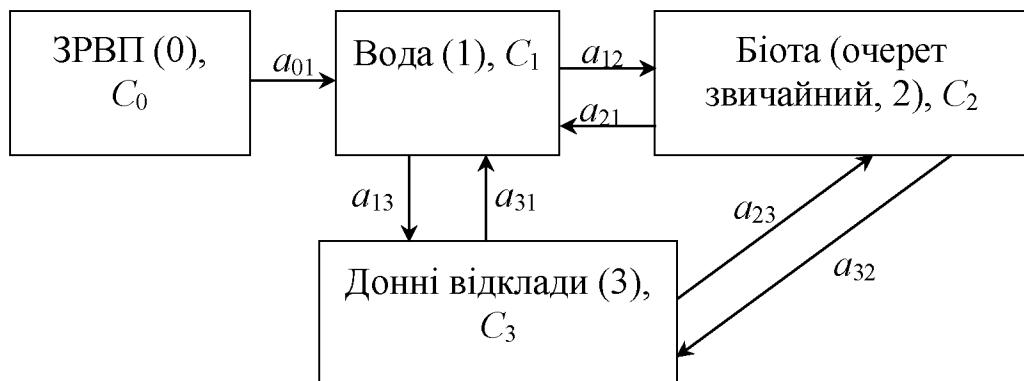


Рис. 3.1. Блок-схема камерної моделі переходу радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у водоймах Чорнобильської зони відчуження [257]

За початкові умови для розв'язку систем диференційних рівнянь (3.1–3.3) взято частку вмісту радіонуклідів у камерах у процентному співвідношенні від загального запасу в екосистемах оз. Глибоке та Далеке за 2000–2004 роки, на основі літературних даних (табл. 3.1, 3.2) [49, 107], зокрема розрахунках [162]. Визначення частки вмісту

радіонуклідів у камері «ЗРВП» досліджуваних водойм здійснювали, розраховуючи середнє значення за даними водного поверхневого стоку у р. Прип'ять за 2000–2004 роки з урахуванням гідрологічних, гідрографічних та геоморфологічних особливостей озер Глибоке та Далеке [39, 63, 73, 74, 76].

Стокові втрати води з озера Глибоке та Далеке при дослідженнях не враховано оскільки незначна частка стоку водних мас не впливає на запас радіонуклідів у екосистемах досліджуваних озер.

При моделюванні враховано фактор розпаду радіонуклідів та визначено сталу піврозпаду λ для ^{137}Cs та ^{90}Sr , яку включали у диференційні рівняння моделей. Вихідні дані розподілу основних дозоутворюючих радіонуклідів у біотичних та абіотичних компонентах досліджуваних водойм, необхідні для визначення початкових умов камерних моделей, представлено в табл. 3.1. та 3.2.

Таблиця 3.1

Вихідні дані розподілу дозоутворюючих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в компонентах озер Глибоке та Далеке, МБк [72–76, 107]

	Оз. Глибоке		Оз. Далеке	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Донні відклади	962000	444000	51800	37000
Вода	6200	50900	236	1650
Біота У тому числі: угруповання вищих водяних рослин (очерет звичайний, осока, рогози, їжача голівка)	4598 1458,6	3035 260,4	155 41,90	96 4,1
Всього (з урахуванням надходження з ЗРВП)	1272798	56293 5	68191	46246

Таблиця 3.2

Надходження основних дозоутворюючих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr до річки Прип'ять, ТБк, за 2000–2004 роки [49, 73, 74, 76]

Радіонуклід	Рік				
	2000	2001	2002	2003	2004
ЗРВП у річку Прип'ять у межах ЧЗВ	^{137}Cs	1,52	1,66	0,97	0,54
	^{90}Sr	3,04	3,17	2,34	2,07
					0,93

Характерною особливістю водної екосистеми оз. Глибоке, яке знаходиться на території одамбованої ділянки Красненської стариці р. Прип'ять, є наявність смуги аномального забруднення на межі урізу води [63].

На території водозбору та у донних відкладах (далі ДВ) озера знаходиться значна кількість паливних часточок зі зруйнованого реактора, руйнування яких та поступове вилуговування радіонуклідів [30, 63] зумовлює високу питому активність радіонуклідів у воді, зокрема ^{90}Sr – від 100 до 200 Бк/л [9]. При дослідженнях 1998 р. середня питома активність ^{90}Sr у воді оз. Глибоке становила 99,5–120,8 Бк/л, що на порядок вище порівняно з ^{137}Cs (13,4–14,2 Бк/л) [63].

Особливості переходу та розподілу радіонуклідів між абіотичними та біотичними компонентами екосистем описано в роботах [14, 31–36], а швидкість переходу між камерами досліджуваних моделей – у роботах [137, 138, 257]. Коефіцієнти a_{01} , a_{12} , a_{21} , a_{23} , a_{32} , a_{13} та a_{31} , які характеризують швидкість переходу радіонуклідів між камерами, розраховували як частку вмісту радіонукліду, яка переходить з однієї камери до іншої за одиницю часу. Наприклад, для розрахунку швидкості переходу радіонуклідів a_{12} використовували співвідношення вмісту у камері 2 («Біота (очерет звичайний)») – C_2 до C_1 («Вода»). Розраховані швидкості переходу між компонентами екосистем озер Глибоке та Далеке ЧЗВ наведено в табл. 3.3.

Таблиця 3.3

Швидкості переходу a_{nm} радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr між камерами екосистем озер Глибоке та Далеке ЧЗВ, рік $^{-1}$

a_{nm}	Камери, між якими відбувається перехід радіонуклідів	Оз. Глибоке		Оз. Далеке	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
a_{01}	«ЗРВП» → «Вода»	2,00E-3	0,01	1,70E-3	0,01
a_{12}	«Вода» → «Біота (очерет звичайний)»	0,52	2,50E-3	0,51	3,00E-3
a_{21}	«Біота (очерет звичайний)» → «Вода»	0,01	0,02	0,01	0,01
a_{23}	«Біота (очерет звичайний)» → «ДВ»	0,04	0,01	0,04	0,02
a_{32}	«ДВ» → «Біота (очерет звичайний)»	4,00E-5	7,00E-4	4,00E-5	4,00E-4
a_{13}	«ДВ» → «Вода»	0,02	0,30	0,02	0,32
a_{31}	«Вода» → «ДВ»	6,00E-4	8,00E-3	6,00E-4	9,00E-3

Моделювання поведінки радіонуклідів передбачало розв'язок системи диференційних рівнянь, які описують динаміку вмісту досліджуваних радіонуклідів у біотичних та абіотичних компонентах озер Глибоке та Далеке (системи рівнянь 3.1–3.4). Динаміку вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у камерах «ЗРВП», «Вода», «Біота (очерет звичайний)» та «Донні відклади» оз. Глибоке змодельовано за допомогою системи диференційних рівнянь (3.1 та 3.3 відповідно). Система диференційних рівнянь 3.1 мала такі початкові умови: $C_0(0) = 23,82\%$; $C_1(0) = 0,50\%$; $C_2(0) = 0,08\%$; $C_3(0) = 75,60\%$ (100% висхідного запасу в екосистемі). Система рівнянь 3.1, яка характеризує поведінку ^{137}Cs у камерах оз. Глибоке, мала такий вигляд:

$$\begin{cases} \frac{dC_0}{dt} = -0,002C_0 - \lambda_1 C_0, \\ \frac{dC_1}{dt} = 0,002C_0 - 0,52C_1 + 0,01C_2 + 0,0006C_3 - 0,02C_1 - \lambda_1 C_1, \\ \frac{dC_2}{dt} = 0,52C_1 - 0,01C_2 - 0,043C_2 + 0,00004C_3 - \lambda_1 C_2, \\ \frac{dC_3}{dt} = 0,02C_1 - 0,0006C_3 + 0,043C_2 - 0,00004C_3 - \lambda_1 C_3, \end{cases} \quad (3.1)$$

де C_0, C_1, C_2, C_3 – частка вмісту радіонуклідів у камерах «ЗРВП», «Вода», «Біота (очерет звичайний)» та «Донні відклади» відповідно, у процентному співвідношенні від загального запасу в екосистемі; λ_1 – стала піврозпаду радіонукліду ^{137}Cs , рік $^{-1}$.

Систему диференційних рівнянь розв'язано за допомогою програмних продуктів Math Cad та Maple. Прологарифмовані криві динаміки вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у відповідних камерах моделі наведено на рис. 3.2.

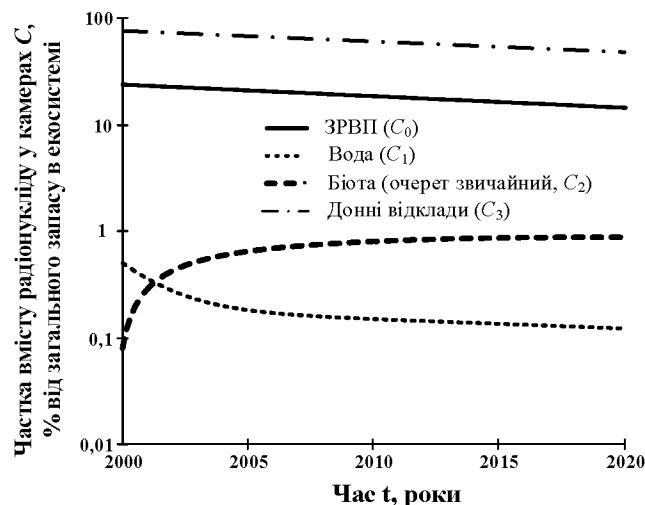


Рис. 3.2. Прогноз розподілу ^{137}Cs у компонентах оз. Глибоке

Система диференційних рівнянь 3.2, яка характеризує поведінку ^{90}Sr у камерах оз. Глибоке, з початковими умовами $C_0(0) = 12,07\%$; $C_1(0) = 9,00\%$; $C_2(0) = 0,03\%$; $C_3(0) = 78,90\%$, мала такий вигляд:

$$\begin{cases} \frac{dC_0}{dt} = -0,013C_0 - \lambda_2 C_0, \\ \frac{dC_1}{dt} = 0,013C_0 - 0,0025C_1 + 0,015C_2 + 0,008C_3 - 0,3C_1 - \lambda_2 C_1, \\ \frac{dC_2}{dt} = 0,0025C_1 - 0,015C_2 - 0,01C_2 + 0,0007C_3 - \lambda_2 C_2, \\ \frac{dC_3}{dt} = 0,3C_1 - 0,008C_3 + 0,01C_2 - 0,0007C_3 - \lambda_2 C_3, \end{cases} \quad (3.2)$$

Графічно розв'язок системи рівнянь відображенено на рис. 3.3.

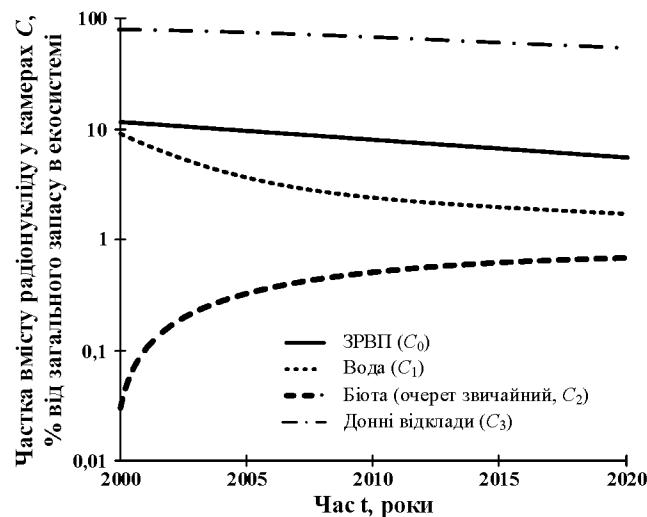


Рис. 3.3. Прогноз розподілу ^{90}Sr у компонентах оз. Глибоке

Аналогічним чином змодельовано поведінку ^{137}Cs та ^{90}Sr у камерах оз. Далеке (відповідно системи рівнянь 3.3 та 3.4).

Система рівнянь 3.3, яка описує поведінку ^{137}Cs у компонентах оз. Далеке, з початковими умовами $C_0(0) = 23,66\%$; $C_1(0) = 0,3\%$; $C_2(0) = 0,04\%$; $C_3(0) = 76\%$ виглядала так:

$$\begin{cases} \frac{dC_0}{dt} = -0,0017C_0 - \lambda_1 C_0, \\ \frac{dC_1}{dt} = 0,0017C_0 - 0,51C_1 + 0,01C_2 + 0,0006C_3 - 0,02C_1 - \lambda_1 C_1, \\ \frac{dC_2}{dt} = 0,51C_1 - 0,01C_2 - 0,04C_2 + 0,0004C_3 - \lambda_1 C_2, \\ \frac{dC_3}{dt} = 0,02C_1 - 0,0006C_3 + 0,04C_2 - 0,0004C_3 - \lambda_1 C_3. \end{cases} \quad (3.3)$$

Графіки динаміки вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у камерах екосистеми озера наведено на рис. 3.4 та 3.5.

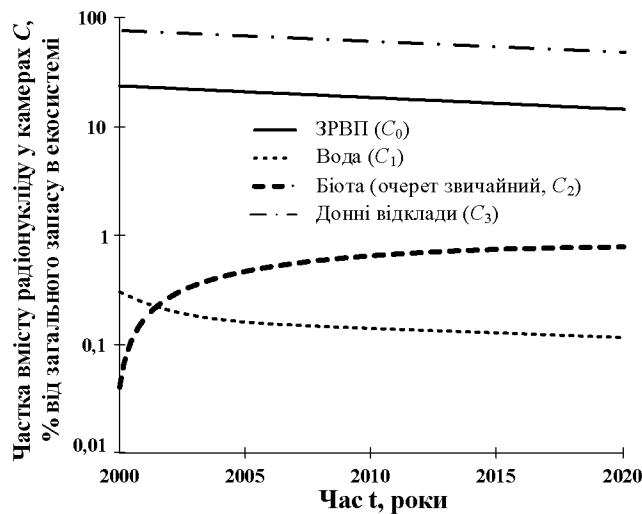


Рис. 3.4. Прогноз розподілу ^{137}Cs у компонентах оз. Далеке

Система рівнянь динаміки вмісту ^{90}Sr в оз. Далеке з початковими умовами $C_0(0) = 16,39\%$; $C_1(0) = 3,60\%$; $C_2(0) = 0,006\%$; $C_3(0) = 80,00\%$ мала вигляд:

$$\begin{cases} \frac{dC_0}{dt} = -0,011C_0 - \lambda_2 C_0, \\ \frac{dC_1}{dt} = 0,011C_0 - 0,003C_1 + 0,014C_2 + 0,0003C_3 - 0,32C_1 - \lambda_2 C_1, \\ \frac{dC_2}{dt} = 0,003C_1 - 0,014C_2 - 0,02C_2 + 0,0004C_3 - \lambda_2 C_2, \\ \frac{dC_3}{dt} = 0,32C_1 - 0,0003C_3 + 0,02C_2 - 0,0004C_3 - \lambda_2 C_3, \end{cases} \quad (3.4)$$

Результати моделювання поведінки радіонукліду ^{90}Sr наведено на рис. 3.5.

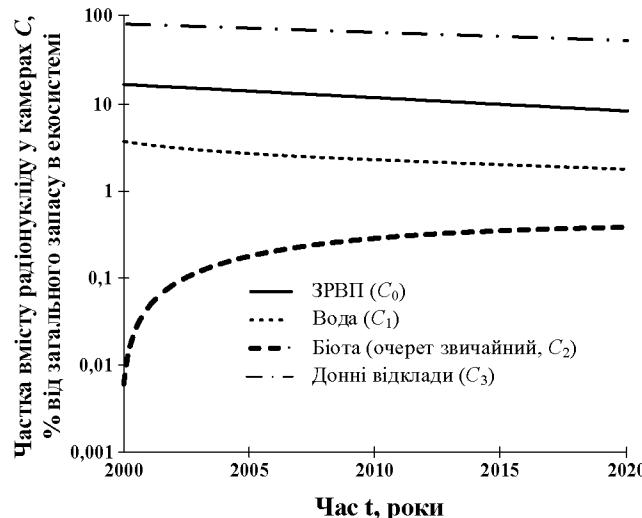


Рис. 3.5. Прогноз розподілу ^{90}Sr у компонентах оз. Далеке

Результати моделювання поведінки радіонуклідів показали, що прологарифмовані криві, які описують зміну вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах екосистем озер Глибоке та Далеке за 20-річний період, характеризуються двома періодами – періодом «інтенсивних змін» (дуга окружності кривої), та періодом «динамічної рівноваги» (табл. 3.4–3.7, див. рис. 3.2–3.5).

3.2. Характер та інтенсивність змін вмісту радіонуклідів у компонентах озерних екосистем

Дослідження кутів нахилу прологарифмованих кривих вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у камерах «ЗРВП» та «Донні відклади» екосистем озер Глибоке та Далеке (табл. 3.4) показали повільне зниження вмісту досліджуваних радіонуклідів – тангенси кутів нахилу кривих вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у даних камерах становлять від -0,03 до -0,05.

Тангенси кутів нахилу дотичних до кривих вмісту досліджуваних радіонуклідів у воді, протягом періоду «інтенсивних змін», характеризують зниження їх вмісту у камері «Вода» та стрімке зростання у камері «Біота (очерет звичайний)» (табл. 3.4).

Таблиця 3.4

Тангенси кутів нахилу дотичних до прологарифмованих кривих вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах озер Глибоке та Далеке

Радіо- нуклід	ЗРВП	Вода		Біота (очерет звичайний)		ДВ	
		Період					
		«інтенсивних змін»	«динамічної рівноваги»	«інтенсивних змін»	«динамічної рівноваги»		
Оз. Глибоке							
^{137}Cs	-0,05	-0,66	-0,04	5,50	0	-0,04	
^{90}Sr	-0,03	-0,41	-0,06	4,90	0,03	-0,03	
Оз. Далеке							
^{137}Cs	-0,04	-0,41	-0,03	4,90	0,02	-0,04	
^{90}Sr	-0,05	-0,12	-0,03	8,90	0,02	-0,03	

Встановлено, що у першому періоді «інтенсивних змін» характер динаміки вмісту ^{137}Cs у камері «Вода» екосистем озер Глибоке та Далеке суттєво відрізняється

– у оз. Глибоке вміст ^{137}Cs знижується на 40% інтенсивніше порівняно з оз. Далеке, а вміст ^{90}Sr – майже в 4 рази. Протягом цього періоду вміст ^{137}Cs у біомасі угруповань очерету оз. Глибоке зростає на 10% швидше порівняно з оз. Далеке, однак вміст ^{90}Sr зростає майже у 4 рази повільніше. Протягом періоду «динамічної рівноваги» вміст радіонуклідів як у воді, так і в угрупованнях очерету, змінюється несуттєво (див. табл. 3.4).

Вміст ^{137}Cs у воді оз. Глибоке протягом періоду «інтенсивних змін» знижується, згідно моделі, на 40% швидше порівняно із ^{90}Sr , а в оз. Далеке – майже у 4 рази. У подальшому криві вмісту виходять на плато – абсолютні величини тангенсів кутів нахилу дотичних становлять не більше 0,06 (див. табл. 3.4).

Аналіз співвідношення тангенсів кутів нахилу дотичної до кривої вмісту ^{137}Cs до тангенсів кутів по ^{90}Sr у біомасі очерету звичайного, протягом періоду «інтенсивних змін», в оз. Глибоке, показав, що популяції очерету на 10% інтенсивніше накопичують ^{137}Cs порівняно з ^{90}Sr . Однак в оз. Далеке ^{137}Cs накопичується очерету майже у 4 рази повільніше порівняно з ^{90}Sr .

У ході досліджень визначено різну тривалість періодів зміни вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді та біомасі популяцій очерету звичайного озер Глибоке та Далеке (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

**Тривалість періодів зміни вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді та біомасі угруповань
очерету звичайного озер Глибоке та Далеке, роки**

Радіо- нуклід	Вода		Біота (очерет звичайний)	
	Період			
	«інтенсивних змін»	«динамічної рівноваги»	«інтенсивних змін»	«динамічної рівноваги»
Оз. Глибоке				
^{137}Cs	5	15	2,5	17,5
^{90}Sr	11	9	4	16
Оз. Далеке				
^{137}Cs	5	15	4	16
^{90}Sr	9	11	3	17

Згідно моделей, період «інтенсивних змін» вмісту ^{137}Cs у воді оз. Глибоке та Далеке є однаковим і триває 5 років. Досліджуваний модельний період вмісту ^{90}Sr для екосистеми оз. Глибоке є довшим відповідно на 6 та 4 роки порівняно з оз. Далеке.

Тривалість періоду зростання вмісту ^{137}Cs у біомасі популяцій очерету оз. Глибоке є меншою в 1,6 разів порівняно з оз. Далеке, а для модельного періоду вмісту ^{90}Sr – більшою в 1,3 рази.

Порівняння досліджуваних часових періодів для ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді оз. Глибоке показало, що вміст ^{137}Cs у воді зменшується протягом 5 років, що майже у 2 рази швидше у порівнянні з ^{90}Sr , що співставно з розрахунками по оз. Далеке (тривалість періоду по ^{137}Cs менша в 1,8 разу порівняно з ^{90}Sr). Інтенсивне зростання вмісту ^{137}Cs у біомасі угруповань оз. Глибоке очерету, згідно моделі, триває 2,5 року, а зростання вмісту ^{90}Sr – в 1,6 разу довше (4 роки). Угруповання очерету оз. Далеке – навпаки – активніше накопичують ^{90}Sr порівняно з ^{137}Cs – тривалість періоду «інтенсивних змін» вмісту ^{90}Sr у даному випадку є меншою на 1 рік.

Тривалість періоду виходу кривих вмісту ^{137}Cs на плато у камері «Вода» оз. Глибоке порівняно з оз. Далеке, як і під час періоду «інтенсивних змін», є також однаковою та становить 15 років. Для ^{90}Sr ця різниця – несуттєва (відповідно 9 та 11 років відповідно для екосистем озер Глибоке та Далеке). Для камери «Біота (очерет звичайний)» дана різниця є також несуттєвою, однак у оз. Глибоке період «динамічної рівноваги» є дещо довшим для ^{137}Cs – на 1,5 року порівняно з ^{90}Sr . У оз. Далеке – навпаки – період «динамічної рівноваги» для ^{90}Sr є на 1 рік довшим порівняно з ^{137}Cs .

Таким чином, у камері «Біота» накопичення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr відбувається на порядок інтенсивніше, ніж зменшення їх вмісту у камері «Вода». Характер інтенсивності зміни вмісту радіонуклідів у камерах «Вода» та «Біота (очерет звичайний)» відрізняється (табл. 3.6, 3.7).

Таблиця 3.6

Порівняння інтенсивності зміни вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах озер Глибоке та Далеке, % від загального запасу. 1 – початкові умови, 2 – період «інтенсивних змін», 3 – період «динамічної рівноваги», 4 – кінцеві значення

Радіо-нуклід	Компонент	Оз. Глибоке			Оз. Далеке			4
		1	2	3	1	2	3	
^{137}Cs	ЗРВП	*>	->↓		*>	->↓		*>
	Вода	*<	----->↓	->↓	*<	----->↓	->↓	*<
	Біота (очерет звичайний)	*>	----->↑	->↑	*>	----->↑	->↑	*>
	ДВ	*<	->↓		*<	->↓		*<
^{90}Sr	ЗРВП	**<	->↓		**<	->↓		**<
	Вода	**>	----->↓	->↓	**>	->↓	->↓	**>
	Біота (очерет звичайний)	**<	----->↑	->↑	**<	----->↑	->↑	**<
	ДВ	**>	->↓		**>	->↓		**>

Примітка:

*> – вміст ^{137}Cs більший за вміст ^{90}Sr , *< – вміст ^{137}Cs менший за вміст ^{90}Sr ;

**> – вміст ^{90}Sr більший за вміст ^{137}Cs , **< – вміст ^{90}Sr менший за вміст ^{137}Cs ;

-----> – велика інтенсивність зміни вмісту радіонукліду;

-> – мала інтенсивність зміни вмісту радіонукліду;

↓ – зменшення вмісту радіонукліду;

↑ – збільшення вмісту радіонукліду.

Співвідношення ^{137}Cs до ^{90}Sr за 20 модельних років у досліджуваних камерах не змінюється, не зважаючи на суттєві зміни вмісту досліджуваних радіонуклідів у воді та біомасі очерету.

3.3. Перерозподіл радіонуклідів у компонентах озерних екосистем (камерах моделей) протягом модельного періоду

Згідно побудованих математичних моделей, вміст ^{137}Cs , та ^{90}Sr , які надходять з ЗРВП ЧЗВ до води озер Глибоке та Далеке, протягом досліджуваного періоду від 2000 до 2020 року, знижується майже на половину (табл. 3.7). При цьому вміст ^{137}Cs , який надходить з ЗРВП до води оз. Глибоке, є вищим порівняно з ^{90}Sr у середньому у 2,3 рази, а у оз. Далеке – в середньому у 1,6 рази.

Таблиця 3.7

Частка вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах озер Глибоке та Далеке в кінці періоду «інтенсивних змін» та «динамічної рівноваги» порівняно з початковими умовами, % від загального запасу в екосистемі

Радіонуклід	Компонент	Оз. Глибоке			Оз. Далеке		
		Початкові умови	Кінець періоду «інтенсивних змін»	Кінцеві значення	Початкові умови	Кінець періоду «інтенсивних змін»	Кінцеві значення
^{137}Cs	ЗРВП	23,82	14,45		23,66	14,44	
	Вода	0,50	0,18	0,12	0,30	0,16	0,11
	Біота (очерет звичайний)	0,08	0,47	0,88	0,04	0,41	0,78
	ДВ	75,60	47,68		76,00	47,80	
^{90}Sr	ЗРВП	12,07	5,76		16,39	8,14	
	Вода	9,00	2,28	1,71	3,60	2,29	1,73
	Біота (очерет звичайний)	0,03	0,28	0,68	0,006	0,12	0,38
	ДВ	78,90	53,73		80,00	51,63	

Вміст ^{137}Cs у воді оз. Глибоке у період «інтенсивних змін» та в кінці виходу кривої на плато, порівняно з початковими умовами, суттєво знижується (майже у 3 та 4 рази відповідно), як і у оз. Далеке (у 2 та 3 рази відповідно). Вміст ^{90}Sr воді оз. Глибоке при цьому знижується на 6 та 1% (у 4 та 5 разів відповідно), а у воді оз. Далеке – лише на 1,3% в кінці періоду «інтенсивних змін», і до кінця дослідного періоду практично не змінюється.

Змодельована динаміка вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у донних відкладах характеризується 25–28-відсотковим зниженням як у оз. Глибоке, так і оз. Далеке.

3.4. Стійкість побудованих моделей

Необхідною умовою стійкості систем диференційних рівнянь досліджуваних моделей за Ляпуновим [122] є наявність всіх коренів характеристичних многочленів відповідних матриць з від'ємним знаком. Асимптотична стійкість моделей підтверджена відповідними розрахунками у середовищі MathCAD. Після перетворень

системи диференційних рівнянь динаміки вмісту ^{137}Cs у компонентах оз. Глибоке за допомогою засобів MathCAD у матрицю характеристичних многочленів (рис. 3.6а) та виведення її характеристичного рівняння у символльній формі (рис. 3.6б) було розраховано корені цього рівняння (рис. 3.6, 3.7).

$$\left| \begin{pmatrix} -0.025 - \lambda & 0 & 0 & 0 \\ 0.002 & -0.563 - \lambda & 0.01 & 0.0006 \\ 0 & 0.52 & -0.076 - \lambda & 0.00004 \\ 0 & 0.02 & 0.04296 & -0.02304 - \lambda \end{pmatrix} \right| \rightarrow 1 \cdot \lambda^4 + 0.68704 \cdot \lambda^3 + 0.06885 \cdot \lambda^2 + 0.00216 \cdot \lambda + 0.00002$$

Рис. 3.6. Матриця характеристичних многочленів системи диференційних рівнянь динаміки вмісту ^{137}Cs у компонентах оз. Глибоке (а) та рівняння матриці (б)

$$1 \cdot \lambda^4 + 0.68704 \cdot \lambda^3 + 0.06885 \cdot \lambda^2 + 0.00216 \cdot \lambda + 0.00002 \text{ solve } \rightarrow \begin{pmatrix} -0.06 \\ -0.03 \\ -0.02 \\ -0.57 \end{pmatrix}$$

Рис. 3.7. Розрахунок коренів $\lambda'_1, \lambda'_2, \lambda'_3, \lambda'_4$ рівняння матриці характеристичних многочленів системи диференційних рівнянь динаміки вмісту ^{137}Cs у компонентах оз. Глибоке. a – рівняння, b – корені $\lambda'_1, \lambda'_2, \lambda'_3, \lambda'_4$.

Аналогічні розрахунки для моделей поведінки ^{90}Sr у компонентах оз. Глибоке наведено на рис. 3.8 та 3.9, а для моделей поведінки ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах оз. Далеке наведено на рис. 3.10–3.11 та 3.12–3.13 відповідно.

$$\left(\begin{array}{cccc} -0.037 - \lambda' & 0 & 0 & 0 \\ 0.013 & -0.3265 - \lambda' & 0.015 & 0.008 \\ 0 & 0.0025 & -0.049 - \lambda' & 0.0007 \\ 0 & 0.3 & 0.01 & -0.0327 - \lambda' \end{array} \right) \rightarrow 1 \cdot \lambda'^4 + 0.4452 \cdot \lambda'^3 + 0.04094 \cdot \lambda'^2 + 1.3545 \times 10^{-3} \cdot \lambda' + 1.47515 \times 10^{-5}$$

Рис. 3.8. Матриця характеристичних многочленів системи диференційних рівнянь динаміки вмісту ^{90}Sr у компонентах оз. Глибоке (а) та рівняння матриці (б)

$$1 \cdot \lambda^4 + 0.4452 \cdot \lambda^3 + 0.04094 \cdot \lambda^2 + 1.3545 \times 10^{-3} \cdot \lambda + 1.47515 \times 10^{-5} \text{ solve } \rightarrow \begin{pmatrix} -0.04 \\ -0.33 \\ -0.02 \\ -0.05 \end{pmatrix}$$

Рис. 3.9. Розрахунок коренів $\lambda'_1, \lambda'_2, \lambda'_3, \lambda'_4$ рівняння матриці характеристичних многочленів системи диференційних рівнянь динаміки вмісту ^{90}Sr у компонентах оз.

Глибоке. a – рівняння, b – корені $\lambda'_1, \lambda'_2, \lambda'_3, \lambda'_4$.

$$\left| \begin{pmatrix} -0.0247 - \lambda & 0 & 0 & 0 \\ 0.0017 & -0.553 - \lambda & 0.01 & 0.0006 \\ 0 & 0.51 & -0.073 - \lambda & 0.00004 \\ 0 & 0.02 & 0.04 & -0.02364 - \lambda \end{pmatrix} \right| \rightarrow 1 \cdot \lambda^4 + 0.67 \cdot \lambda^3 + 0.07 \cdot \lambda^2 + 2.06 \times 10^{-3} \cdot \lambda + 2.02 \times 10^{-5}$$

Рис. 3.10. Матриця характеристичних многочленів системи диференційних рівнянь динаміки вмісту ^{137}Cs у компонентах оз. Далеке (a) та рівняння матриці (b).

$$1 \cdot \lambda^4 + 0.67434 \cdot \lambda^3 + 0.0661 \cdot \lambda^2 + 2.05609 \times 10^{-3} \cdot \lambda + 2.02478 \times 10^{-5} \text{ solve } \rightarrow \begin{pmatrix} -0.06 \\ -0.56 \\ -0.02 \\ -0.02 \end{pmatrix}$$

Рис. 3.11. Розрахунок коренів $\lambda'_1, \lambda'_2, \lambda'_3, \lambda'_4$ рівняння матриці характеристичних многочленів системи диференційних рівнянь динаміки вмісту ^{137}Cs у компонентах оз. Далеке. а – рівняння, б – корені $\lambda'_1, \lambda'_2, \lambda'_3, \lambda'_4$.

$$\left(\begin{array}{cccc} -0.035 - \lambda' & 0 & 0 & 0 \\ 0.011 & -0.347 - \lambda' & 0.014 & 0.009 \\ 0 & 0.003 & -0.058 - \lambda' & 0.0004 \\ 0 & 0.32 & 0.02 & -0.0334 - \lambda' \end{array} \right) \rightarrow 1 \cdot \lambda'^4 + 0.4734 \cdot \lambda'^3 + 0.04607 \cdot \lambda'^2 + 1.57396 \times 10^{-3} \cdot \lambda' + 1.7453 \times 10^{-5}$$

Рис. 3.12. Матриця характеристичних многочленів системи диференційних рівнянь динаміки вмісту ^{90}Sr у компонентах оз. Далеке (а) та рівняння матриці (б)

$$1 \cdot \lambda^4 + 0.4734 \cdot \lambda^3 + 0.04607 \cdot \lambda^2 + 1.57396 \times 10^{-3} \cdot \lambda + 1.7453 \times 10^{-5} \text{ solve } \rightarrow \begin{pmatrix} -0.03 \\ -0.36 \\ -0.02 \\ -0.06 \end{pmatrix}$$

a *b*

Рис. 3.13. Розрахунок коренів $\lambda'_1, \lambda'_2, \lambda'_3, \lambda'_4$ рівняння матриці характеристичних многочленів системи диференційних рівнянь динаміки вмісту ^{90}Sr у компонентах оз.

Далеке. а – рівняння, б – корені $\lambda'_1, \lambda'_2, \lambda'_3, \lambda'_4$.

Корені характеристичних многочленів відповідних матриць наведено в табл. 3.8.

Таблиця 3.8

Корені характеристичних многочленів λ'_n матриць систем диференційних рівнянь поведінки ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах озер Глибоке та Далеке

<i>Радіонуклід</i>	λ'_n	λ'_1	λ'_2	λ'_3	λ'_4
Оз. Глибоке					
^{137}Cs	-0,06	-0,03	-0,02	-0,57	
^{90}Sr	-0,04	-0,33	-0,02	-0,05	
Оз. Далеке					
^{137}Cs	-0,06	-0,56	-0,02	-0,02	
^{90}Sr	-0,03	-0,36	-0,02	-0,06	

Як видно з рис. 3.6–3.13 та табл. 3.5, створені камерні моделі поведінки ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах озер Глибоке та Далеке є асимпtotично стiйкими та адекватно вiдображаютъ динамiку вmіstu radionuklidiv. Стiйкiсть modelей pіdtverdженno вiд'єmнимi rozrahnkovimi значenнями коренiв λ'_n vіdpovidnihx характеристичних rіvнянь. Na стiйkiсть systemi moжуть вplivati rіznomanitni faktori, taki як klimatichni, hidrologichni ta geologichni umovi.

3.5. Дозовi навантажння на бiоту (очерet звичайний) oзерних eкосистем

Radionuklidi formujoz значnu частку загальної дози opromiennja vizhih водяnih roslyin, iinkorporujuochisъ u tkanihах [39, 43, 61, 68, 151, 152]. Nasinenja roslyin

має фізіологічні та структурні бар'єри, що обмежують накопичення радіонуклідів, але поглинена доза за рахунок інкорпорованих радіонуклідів має вагоме значення у появі ефектів йонізувального опромінення. ППД на очерет звичайний, яка залежить від інтенсивності переходу радіонуклідів між абіотичними та біотичними компонентами досліджуваних водойм, коливалася протягом 2012 р. у середньому в межах 0,03–15 мкГр/год (табл. 3.9) [191].

Таблиця 3.9

**Дозові навантаження на батьківські рослини очерету звичайного очерету
звичайного, мкГр/год**

Водойма	ППД від зовнішнього γ -фону	ППД від пигомої активності у воді	ППД від пигомої активності в ДВ*	ППД від внутрішнього опромінення	Сумарна ППД
Оз. Глибоке	4,9 – 20,0	7,9E-03 – 1,1E-02	1,4E-01 – 7,9E-01	1,1E-01 – 1,1	<u>5,2 – 21,9</u> 15**
Оз. Далеке	3,1 – 3,5	6,3E-3 – 8,3E-3	7,9E-1 – 1,6	4,6E-02 – 7,8E-01	<u>3,9 – 5,9</u> 4,9**
ВО ЧАЕС	8,7E-01 – 1,0	8,8E-04 – 1,0E-03	4,9 E-02 – 5, 0E-01	4,0E-02 – 2,9E-01	<u>9,6E-01 – 1,8</u> 1,5**
Оз. Азбучин	5,2E-01 – 6,7E-01	1,0E-02 – 2,3E-02	1,9E-02 – 3,0E-02	4,0E-02 – 1,1E-01	<u>7,6E-01 – 8,3E-01</u> 0,8**
Янівський затон	5,6E-01 – 6,1 E-01	3,9E-03 – 5,0E-0,3	8,8E-02 – 1,2E-01	7,1E-03 – 6,7E-02	<u>6,6E-01 – 8,0E-01</u> 0,73**
Київське водосховище (с. Лютіж)	–	–	–	–	<u>0,36 – 1,92</u>
Оз. Вербне (м. Київ)	2,8E-02 – 3,3E-02	–	–	1,2E-03 – 1,4E-03	<u>2,9E-02 – 3,4E-02</u> 0,03**

Примітка:

* ППД від радіонуклідів, депонованих у донних відкладах, розрахована для придаткових кореневищних ґрутових коренів, з врахуванням їх частки в біомасі цілої рослини залежно від типу субстрату [119]: Оз. Глибоке та Далеке – сильно замулені піски (10% від загальної біомаси), ВО ЧАЕС, оз. Азбучин, Янівський затон – піски (25%), оз. Вербне – середньо замулені піски;

** середні зважені значення;

— – вимірювання не проводили.

Внутрішня поглинена доза батьківських рослин з водойм ЧЗВ на 2–3 порядки перевищувала фонові значення. Середньо зважена потужність внутрішньої поглиненої дози для очерету звичайного з оз. Глибоке та ВО ЧАЕС відповідно становила 15 та 1,5 мкГр/год, а з оз. Вербне – 0,03 мкГр/год. Потужність сумарної поглиненої дози на очерет звичайний в одному з найбільш забруднених озер ЧЗВ – озері Глибоке, сягала майже 22 мкГр/год, що на чотири порядки перевищує природні величини радіаційного фону.

Залежно від гідрологічного режиму водойм та погодних умов, потужність поглиненої рослинами дози протягом року може суттєво змінюватися [15, 39, 63, 72–74, 107]. Протягом 2006–2014 р. сумарна потужність поглиненої батьківськими рослинами очерету дози опромінення у водоймах лівобережної заплави р. Прип'ять, а саме озерах Глибоке та Далеке, змінювалася у межах 34 та 10 мкГр/год відповідно. У водоймах правобережної заплави – оз. Азбучин, ВО ЧАЕС та Янівського затону становила 5,8, 3,2 та 1,9 мкГр/год відповідно [244]. Для рослин референтних водойм – Київського водосховища та оз. Вербне – середня зважена ППД не перевищувала 0,04 та 0,03 мкГр/год відповідно [32, 98, 150].

Доза внутрішнього опромінення може становити суттєву частку сумарної дози, що необхідно враховувати при дослідженні ефектів йонізувального опромінення у гідробіонтів. Співвідношення дози внутрішнього та зовнішнього опромінення залежить від рівня γ -випромінювання радіонуклідів у ДВ літоральної зони та ґрунтах берегової лінії. На межі урізу води оз. Глибоке, яка характеризується аномально високим рівнем радіонуклідного забруднення, це співвідношення для гідробіонтів становить 19:1. У гідросистемах оз. Азбучин та Янівського затону основний вклад в сумарну дозу вносять інкорпоровані радіонукліди, оскільки їх вміст у воді є високим порівняно з ДВ літоральної зони та прилеглих піщаних ґрунтах, де ступінь фіксації радіонуклідів є низьким. Найвища ППД внутрішнього опромінення характерна для вищих водяних рослин оз. Глибоке, оз. Далеке та ВО ЧАЕС, понад 90% поглиненої дози припадало на ^{137}Cs [67].

Діапазони питомої активності [61, 107] та потужність дози внутрішнього опромінення батьківських рослин очерету за рахунок дозоформувальних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr [15, 63, 68, 72–74, 107], які визначено з урахуванням розрахунків за методикою [99, 211, 218–220, 234], представлені у табл. 3.10.

Таблиця 3.10

Діапазони питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr , інкорпорованих у тканинах очерету та потужності дози внутрішнього опромінення батьківських рослин

Водойма	Діапазон питомої активності, Бк/кг сухої маси		Діапазон ППД внутрішнього опромінення, сГр/рік
	^{137}Cs	^{90}Sr	
Оз. Глибоке	2500–14000	1000–4800	0,16–0,23
Оз. Далеке	1000–9600	250–2230	0,08–0,24
Оз. Азбучин	1300–4800	1200–10000	0,04–0,10
Янівський затон	300–1200	400–2000	0,02–0,04
ВО ЧАЕС	1700–4400	200–1600	0,11–0,28
Київське водосховище (с. Лютіж)	80,8*	$\leq 15^{**}$	0,04***
Оз. Вербне	8,8–15,1	8,8–15,1	<0,03

Примітка:

* – усереднені значення;

** – усереднені значення для очерету звичайного порівняно зі значеннями для вищих водяних рослин у цілому;

*** – потужність дози розраховано без урахування вмісту ^{90}Sr , оскільки значення питомої активності по ^{90}Sr знаходилися за межами діапазону вимірювання обладнанням

Таким чином, моделювання динаміки вмісту радіонуклідів у товщі води та фітомасі очерету звичайного озер Глибоке та Далеке ЧЗВ показало чітко виражені 2

періоди перерозподілу вмісту радіонуклідів за компонентами озерних екосистем – період «інтенсивних змін» та період «динамічної рівноваги».

Протягом періоду «інтенсивних змін» спостерігалося суттєве зниження частки вмісту радіонуклідів у воді озер. Це зумовлено, в першу чергу, накопиченням радіонуклідів, особливо ^{137}Cs , у повітряно-водяних рослинах – очерті, депонуванням радіонуклідів у донних відкладах та розпадом ^{137}Cs та ^{90}Sr . У цей період, вміст ^{137}Cs , та ^{90}Sr у воді оз. Глибоке знижується у 2 та, відповідно, 5 разів інтенсивніше у порівнянні з оз. Далеке. Суттєву роль при цьому відіграє більша швидкість водообміну, оскільки об'єм водних мас оз. Глибоке у 23 рази більший у порівнянні з оз. Далеке.

Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у фітомасі очерту в оз. Глибоке протягом періоду «інтенсивних змін», порівняно з початковими умовами, зростає в 6 та 10 разів відповідно. Однак вміст радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в угрупованнях очерту оз. Далеке зростає у 10 та 20 разів, відповідно, за рахунок різниці площ заростання водного дзеркала повітряно-водяними та водяними видами рослин. В оз. Глибоке площа водного дзеркала, зайнята повітряно-водяними рослинами, у 4 рази менша за площу заростей водяних видів [63], які інтенсивно акумулюють радіонукліди з води.

Протягом періоду «інтенсивних змін» вміст ^{137}Cs у камері «Біота (очерт звичайний)» досягає майже 1/2, а ^{90}Sr – 1/3, вмісту, який може накопичитися протягом 20 розрахункових років для обох досліджуваних озер з різним об'ємом води та геоморфологією.

Аналіз стійкості створених камерних моделей поведінки ^{137}Cs та ^{90}Sr у біотичних та абіотичних компонентах озер Глибоке та Далеке показав, що дані моделі є стійкими, що підтверджено розрахунковими значеннями коренів характеристичних многочленів матриць диференційних рівнянь λ_n' які становлять -0,02 – -0,57.

З урахуванням отриманих результатів аналізу накопичення дозоформуючих радіонуклідів в очерті та літературних даних [39, 63, 72–74, 107, 191, 244] були визначені діапазони дозового навантаження на очерт звичайний у досліджуваних водоймах. Для водойм лівобережної заплави р. Прип'ять, а саме озер Глибоке та Далеке, середня потужність поглиненої батьківськими рослинами дози (далі

СППБРД) становила: 10–34 мкГр/год, для водойм правобережної заплави – оз. Азбучин, ВО ЧАЕС та Янівського затону – 1,9–5,8 мкГр/год, а для референтних водойм Київського водосховища та оз. Вербне – 0,04 та 0,03 мкГр/год відповідно.

РОЗДІЛ 4. ВПЛИВ ТРИВАЛОСТІ ПЕРІОДУ СПОКОЮ ТА ДОЗИ ЙОНІЗУВАЛЬНОГО ОПРОМІНЕННЯ НА ЖИТТЕЗДАТНІСТЬ НАСІННЄВОГО ПОТОМСТВА ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО

У вищих водяних рослин з водойм з різним рівнем хронічного радіонуклідного забруднення реєструються різноманітні порушення на різних рівнях організації – від цитогенетичних [191] та онтогенетичних [193, 194, 198] до морфологічних та репродуктивних [271]. Насіннєве потомство вищих водяних рослин, що формується за умов йонізувального опромінення батьківських рослин у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення біоти, може набувати певних фізіологічно-біохімічних відмінностей та мати приховані порушення.

Першим етапом, на якому такі відмінності та порушення визначаються візуально, є початок передгенеративного розвитку з моменту – утворення мезокотиля та колеоризи. Стандартними показниками, які характеризують процес проростання насіння (зернівки) очерету, є показники схожості, енергії проростання насіння, життєздатності насіння та виживаності паростків.

4.1. Показники життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного водойм ЧЗВ за умов хронічного йонізувального опромінення та періоду спокою різної тривалості

4.1.1. Життєздатність насіннєвого потомства очерету звичайного за короткого періоду спокою

Дослідження показників життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного водойм ЧЗВ, після КПС у 20–30 діб, виявило збільшення часового діапазону проростання зернівок. У насіння рослин референтних водойм, а саме Київського водосховища та оз. Вербне, останні сходи з'являлися на дев'яту добу після висіву. Часовий діапазон проростання зернівок рослин, відібраних з Янівського

затону та ВО ЧАЕС, збільшувався до 17 діб, а у зразків з озер Глибоке, Далеке та Азбучин – до 24 діб (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

Показники життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного після КПС

Водойма	Період схожості паростка, доба	Схожість, %	Енергія проростання (відсоток схожих паростків на 5-ту добу)	Життєздатність насіння, %	Виживаність паростків, %
Оз. Глибоке	1–26	60	15	38	63
Оз. Далеке	1–26	59	44	35	60
Оз. Азбучин	1–26	67	45	42	63
Янівський затон	1–19	55	42	37	66
ВО ЧАЕС	1–19	73	57	55	76
Київське водосховище (с. Лютіж)	3–9	83	77	64	77
Оз. Вербне (м. Київ)	3–9	93	82	83	89

Показники життєздатності насіннєвого потомства рослин водойм ЧЗВ характеризуються низькими значеннями порівняно з референтними. Життєздатність насіння рослин водойм ЧЗВ з різним рівнем радіонуклідного забруднення за показником схожості не перевищувала 55%. Найбільше значення енергії проростання зернівок рослин цих водойм становило 57%, з мінімальним значенням для насіння рослин з оз. Глибоке – 15%, яке майже у 6 разів нижче за показники насіннєвого потомства фонової вибірки. Діапазон коливання життєздатності насіння рослин водойм ЧЗВ становив 35–55%, що майже у два рази нижче порівняно з вибірками референтних водойм.

Життєздатність насіннєвого потомства очерету звичайного референтних водойм була досить високою порівняно з життєздатністю насіннєвого потомства очерету звичайного імпактних водойм – усі показники перевищували 77%, а в деяких

випадках сягали 90–96%. Після КПС у насіннєвого потомства рослин референтних водойм виявлено високі, як для очерету звичайного, показники схожості зернівок – 83–93% та життєздатності насіння – 64–83%, що може свідчити про однорідність насіннєвого матеріалу за фізіологічно-біохімічними показниками та коротку тривалість необхідного післязборового дозрівання, а також про можливість проростання зернівок очерету звичайного восени поточного року.

У лабораторних умовах динаміка схожості зернівок очерету звичайного, після зберігання насіння протягом 20–30 діб після збору та з дотриманням усіх необхідних температурних умов, відрізнялася дружністю сходів та тривалістю періоду схожості. Період схожості зернівок очерету звичайного був нетривалим і становив 2–5 діб [71].

Динаміка схожості насіннєвого потомства рослин імпактних водойм суттєво відрізнялася від динаміки схожості насіннєвого потомства рослин з референтних водойм (рис. 4.1).

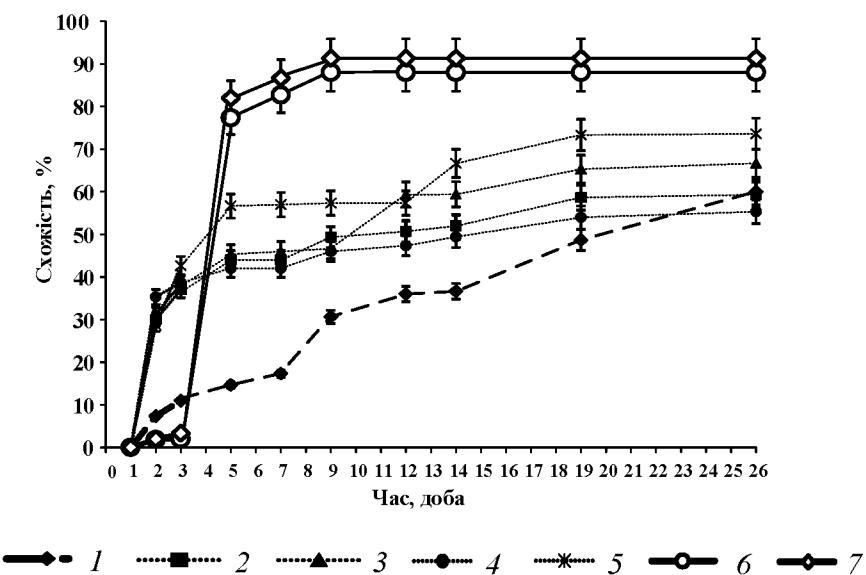


Рис. 4.1. Динаміка схожості зернівок очерету звичайного водойм з різним рівнем радіонуклідного забруднення (КПС). 1 – Оз. Глибоке, 2 – Оз. Далеке, 3 – Оз. Азбучин, 4 – Янівський затон, 5 – ВО ЧАЕС, 6 – Київське водосховище (с. Лютіж), 7 – оз. Вербне (м. Київ)

Характерною особливістю імпактних водойм є початок масових сходів у період з 1-ї по 2-гу добу проростання та досить розтягнутий період схожості зернівок.

Вже на 2-гу добу схожість зернівок становила від 7% (оз.Глибоке) до 35% (Янівський затон) та повільно збільшувалася до кінця спостережень. Криві динаміки схожості зернівок рослин більшості водойм з різним рівнем радіонуклідного забруднення подібні за формою та вірогідно описуються логарифмічною залежністю (рис. 4.2).

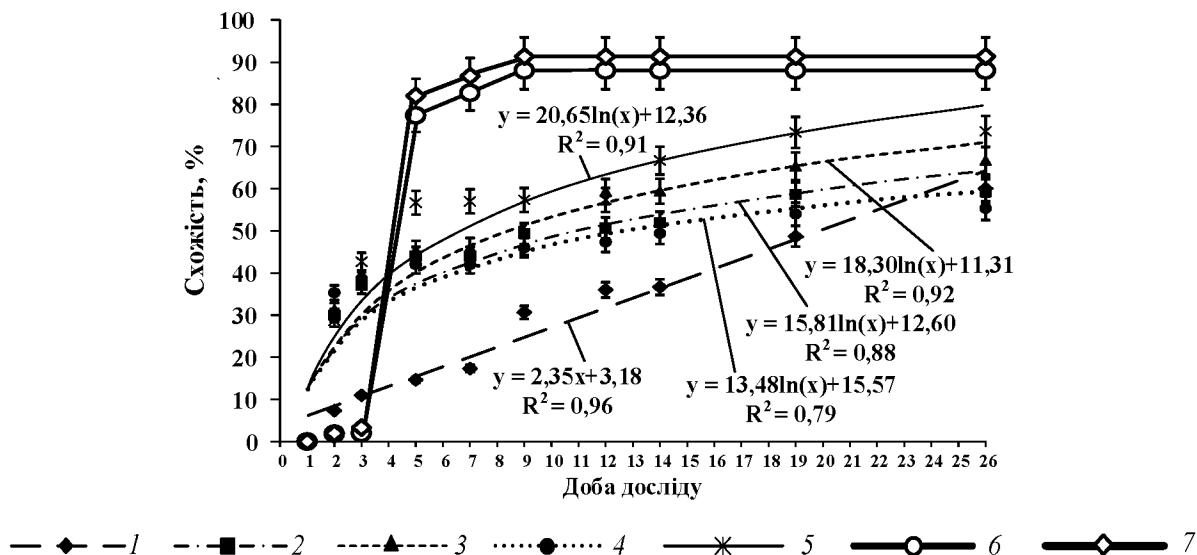


Рис. 4.2. Криві динаміки схожості зернівок очерету звичайного водойм з різним рівнем радіонуклідного забруднення (КПС). 1 – Оз. Глибоке, 2 – Оз. Далеке, 3 – Оз. Азбучин, 4 – Янівський затон, 5 – ВО ЧАЕС, 6 – Київське водосховище (с. Лютіж), 7 – оз. Вербне (м. Київ)

Для виявлено вірогідну лінійну динаміку схожості насіння рослин оз. Глибоке, з досить малим кутом нахилу, що свідчить про значну неоднорідність посівного матеріалу рослин даної водойми (див. рис. 4.2).

Динаміка схожості зернівок рослин з референтних водойм – Київського водосховища та оз. Вербне, суттєво відрізнялася. Хоча насіннєве потомство рослин референтних водойм починало проростати також на 2-гу – 3-тю добу, але показники схожості на початку проростання були невисокі – до 4%. З 3-ї по 9-ту добу проростання спостерігалася одночасна схожість великої кількості зернівок. За цей період їх число збільшилося відповідно у 44 та 28 разів та зросло до відповідних максимумів у 88 та 91%, які майже не змінювалися до кінця спостережень (див. рис. 4.2).

Крива схожості мала s-подібну форму, характерну для цілком нормальног перебігу процесу проростання насіння культурних та дикорослих злаків, а також вищих водяних рослин [27, 102, 194].

4.1.2. Життєздатність насіннєвого потомства очерету звичайного за тривалого періоду спокою

Виявлено, що схожість насіння рослин референтних водойм після ТПС (120–160 діб), характеризується пізнім початком масових сходів зернівок – на 6-ту добу, на відміну від 3-ої за КПС, а також 4-добовою тривалістю (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Показники життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного після ТПС

Водойма	Період схожості, доба	Схожість, %	Енергія проростання (відсоток схожих паростків на 10-ту добу)	Життєздатність насіння, %	Виживаність паростків, %
Оз. Глибоке	3-10	75	63	67	89
Оз. Далеке	3-10	86	77	75	88
Оз. Азбучин	3-10	73	56	61	84
Янівський затон	6-16	68	36	63	92
ВО ЧАЕС	3-10	64	47	51	80
Київське водосховище (с. Лютіж)	6-10	57	49	56	99
Оз. Вербне	6-10	63	47	62	99

Період схожості насіння рослин імпактних водойм становив від 8 до 10 діб, а референтних – 3 доби. Насіння рослин референтних водойм після ТПС проростало із затримкою у 3 доби порівняно з насінням рослин більшості імпактних водойм.

Загалом, після проходження ТПС зернівки проростали раніше та тривалість періоду схожості насіння рослин імпактних водойм ставала довшою майже у 2 рази у порівнянні з референтними вибірками.

Показники схожості та енергії проростання насіннєвого потомства очерету звичайного імпактних водойм були високими та досягали відповідно 86 та 77%, що на 23 та 28% вище аналогічних максимальних показників схожості та енергії проростання насіннєвого потомства рослин референтних водойм. Життєздатність насіння рослин імпактних водойм коливалася у широких межах – від 51 до 75% порівняно з референтними (56 та 62%). Виживаність насіннєвих паростків рослин імпактних водойм порівняно з референтними, навпаки, була нижчою та знаходилася здебільшого біля нижньої межі діапазону у 80–93%, а для референтних вибірок даний показник становив майже 99%.

Динаміка схожості насіння вибірок імпактних водойм (оз. Глибоке, Далеке, Азбучин), в яких батьківські рослини отримують значну дозу хронічного опромінення потужністю 5,8–34 мкГр/год, характеризувався вірогідною логарифмічною залежністю (рис. 4.3, 4.4).

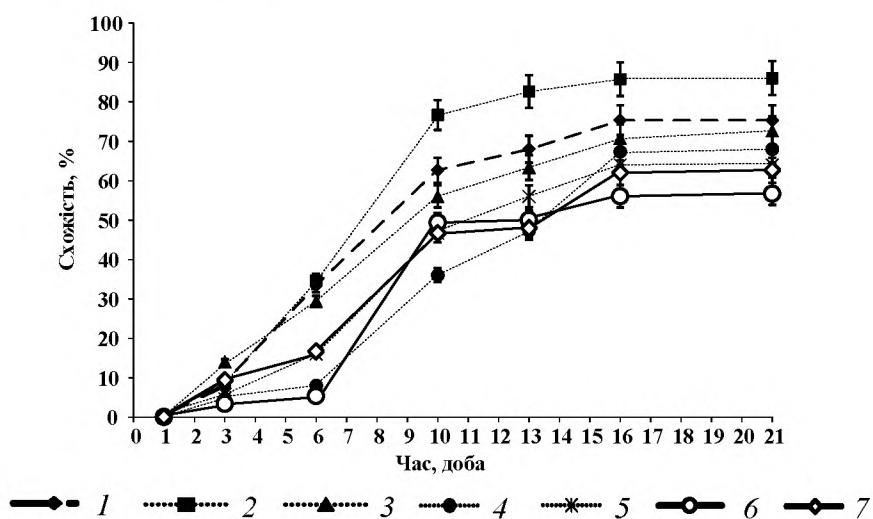


Рис. 4.3. Криві динаміки схожості насіння очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення (ТПС). 1 – Оз. Глибоке, 2 – Оз. Далеке, 3 – Оз. Азбучин, 4 – Янівський затон, 5 – ВО ЧАЕС, 6 – Київське водосховище (с. Лютіж), 7 – оз. Вербне (м. Київ)

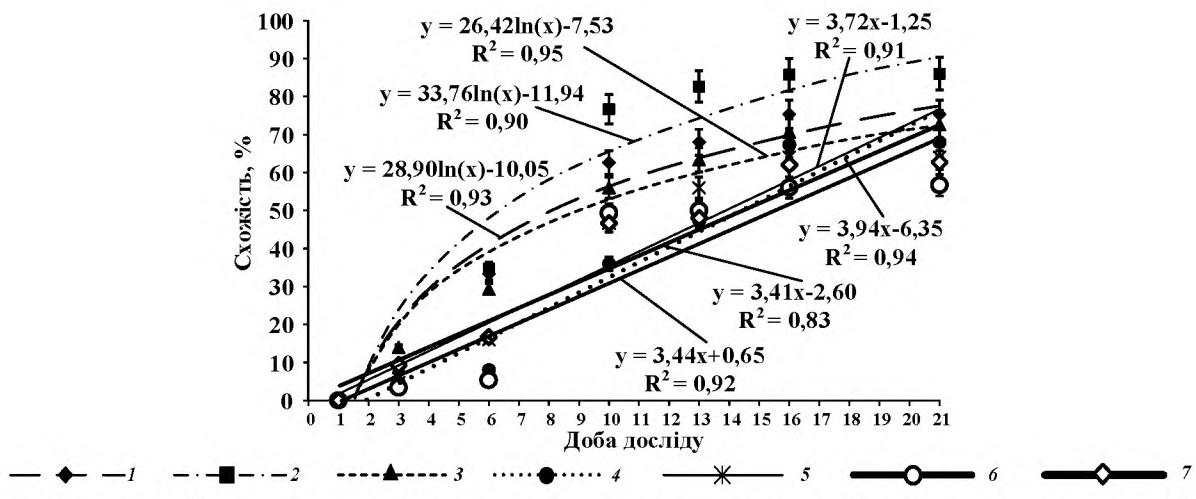


Рис. 4.4. Динаміка схожості насіння очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення (ТПС). 1 – Оз. Глибоке, 2 – Оз. Далеке, 3 – Оз. Азбучин, 4 – Янівський затон, 5 – ВО ЧАЕС, 6 – Київське водосховище (с. Лютіж), 7 – оз. Вербне (м. Київ)

Динаміка схожості насіння вибірок референтних та імпактних водойм (ВО ЧАЕС та Янівський затон), в яких батьківські рослини отпромінюються дозою потужністю до 5,8 мкГр/год, характеризувалася лінійною залежністю. Це дає змогу зробити припущення, що ТПС вразливо діє на зернівки очерету звичайного у даному діапазоні доз хронічного опромінення.

За звичайних природних умов схожість зернівок очерету навесні дуже мала та, за літературними даними, зазвичай, не перевищує 50–60%, хоча у деяких випадках може становити 95% [212, 248, 259]. Як правило, проростанню насіння передує період післязборового дозрівання. Це біохімічний процес, протягом якого насіння досягає зрілості, спроможності давати нормальні сходи. Даний період варіює у різних видів вищих рослин.

Згідно з літературними даними, свіжозібране насіння культурних злакових в мало здатне проростати одразу після збору [102, 159, 170, 194].

Тривалість періоду спокою, до якого відноситься і післязборове дозрівання, залежить від видової належності рослини та кліматичних умов існування [27, 102, 194].

До повного дозрівання насіння має знижену схожість або не проростає взагалі. Мінімальний період спокою достатній для формування фізіологічної зрілості зернівок деяких видів дикорослих злаків становить 3–14 діб [27, 80, 102, 194]. Згідно даних досліджень [170, 188, 194], насіння очерету взагалі не потребує дозрівання, а основним фактором, який лімітує осіннє проростання, є несприятлива температура ґрунту [102].

Аналіз динаміки схожості насіння пшениці (протягом 14 днів) після 20-місячного періоду спокою показав, що насіння сходило з затримкою при збільшенні дози гострого опромінення з 600 Гр до 1500 Гр, 2400 Гр, та 3000 Гр за потужності дози в 1000 Гр/год. Підвищення схожості гостро опроміненого насінневого потомства можливе завдяки самовідновлювальній функції опроміненого організму.

При збільшенні тривалості періоду спокою неопромінених зернівок до 20 місяців піки схожості зменшувалися, а для їх досягнення потрібно було більше часу порівняно з опроміненими. При гострому опроміненні подібну закономірність встановлено лише до 12-го місяця періоду спокою. Після 12-го місяця спостерігалося зменшення піків схожості, однак криві добової енергії проростання мали такий самий характер, як і у неопромінених зернівок. Такі зміни динаміки добової енергії проростання обумовлені комбінованим ефектом дихання та самовідновлення насіння [214, 291].

Результати проведених досліджень насінневого потомства очерету дають підстави припустити, що місячний період спокою є достатнім для досягнення зернівками очерету фізіологічної зрілості та прояву прихованих порушень передгенеративного розвитку [194].

Загалом, проведені дослідження впливу тривалості періоду спокою на життєздатність насінневого потомства очерету звичайного водойм ЧЗВ, виявили вірогідний вплив цього фактору, як на потомство рослин, що розвиваються за умов тривалого низькоінтесивного опромінення, так і за умов природного радіаційного фону.

Проходження зернівками очерету звичайного ТПС призводило до скорочення майже у 3 рази періоду схожості насіння рослин імпактних водойм та у 1,5 рази – з референтних порівняно з КПС.

Після 4-кратного збільшення тривалості 20–30-денноого періоду спокою показники схожості та енергії проростання насіння рослин імпактних водойм у середньому зростали на 10 та 15%, а референтних – у середньому знижувалися на 30%. Середні показники виживаності паростків та життєздатності насіння рослин імпактних водойм збільшилися на 20%. У вибірках референтних водойм виживаність паростків практично не змінилася, а життєздатність насіння знизилася на 34–36%.

Криві схожості насіння озер Глибоке, Далеке, Азбучин, після КПС, характеризувалися вірогідною логарифмічною залежністю. Схожість зернівок рослин з ВО ЧАЕС та Янівського затону зростала вірогідно відповідно до лінійної функції, що, може пояснюватися неоднорідністю насіннєвого матеріалу. У референтних вибірках (0,036 та 0,03 мкГр/год) криві схожості характеризувала коротка логарифмічна фаза тривалістю 8 діб, та плато до кінця періоду спостереження. Така S-подібна форма властива нормальному перебігу проростання.

За ТПС динаміка схожості насіння очерету звичайного імпактних водойм відповідала вірогідній логарифмічній залежності, але тільки у випадках, коли СППБРД становить 5,8–34 мкГр/год (оз. Глибоке, Далеке, Азбучин). У всіх інших випадках (ВО ЧАЕС та Янівський затон), коли СППБРД менше за 5,8 мкГр/год, включаючи референтні водойми, залежність є вірогідно лінійною.

Такі відмінності кривих динаміки схожості насіння очерету при збільшенні тривалості періоду спокою свідчать про вплив часового фактору на фізіологобіохімічні процеси проростання насіння, батьківські рослини якого зазнають хронічного йонізувального опромінення у водоймах ЧЗВ.

4.2. Показники життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного після додаткового гострого йонізувального опромінення за короткого періоду спокою

4.2.1. Життєздатність насіннєвого потомства очерету звичайного за ДГО дозою в 1 Гр

4.2.1.1. Схожість та енергія проростання

ДГО насіннєвого потомства рослин фонової та імпактних водойм викликало різні за структурою та кількісним вираженням зміни у схожості та енергії проростання (табл. 4.3).

Відмічено повільне проростання зернівок з вибірок К референтної (до 4-ї доби) та імпактних водойм – до 6-ї доби для оз. Далеке та до останнього дня спостережень – для оз. Азбучин та Янівського затону. Виключення становили вибірки з оз. Глибоке та ВО ЧАЕС (рис. 4.5, 4.6, табл. 4.3).

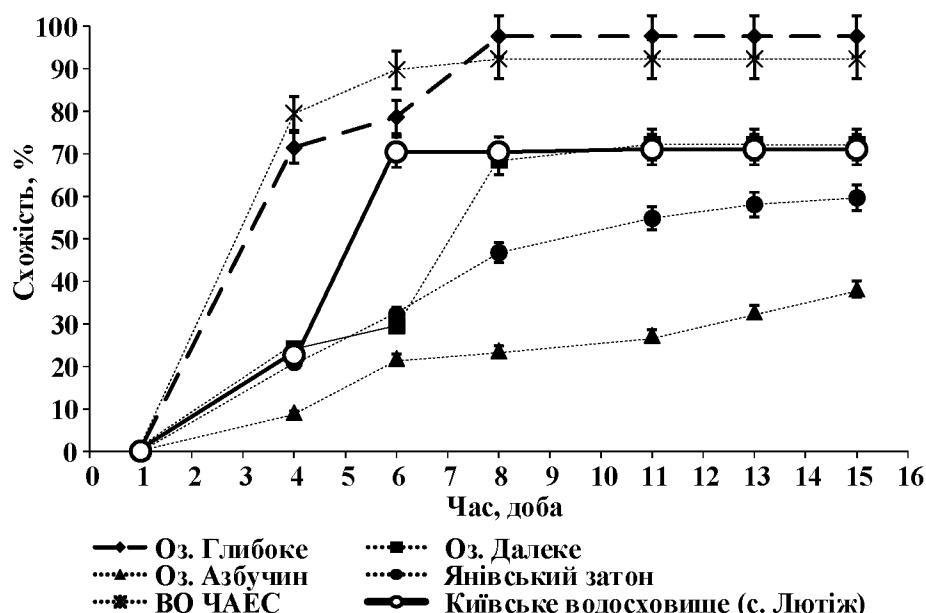


Рис. 4.5. Динаміка схожості насіння очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення, К (КПС)

Після ДГО в дозі 1 Гр (рис. 4.6) повільне проростання насіннєвого потомства зареєстровано тільки у вибірках імпактних водойм – оз. Далеке (до 4-ї доби, замість 6-ї), Азбучин та Янівського затону (до останнього дня спостережень).

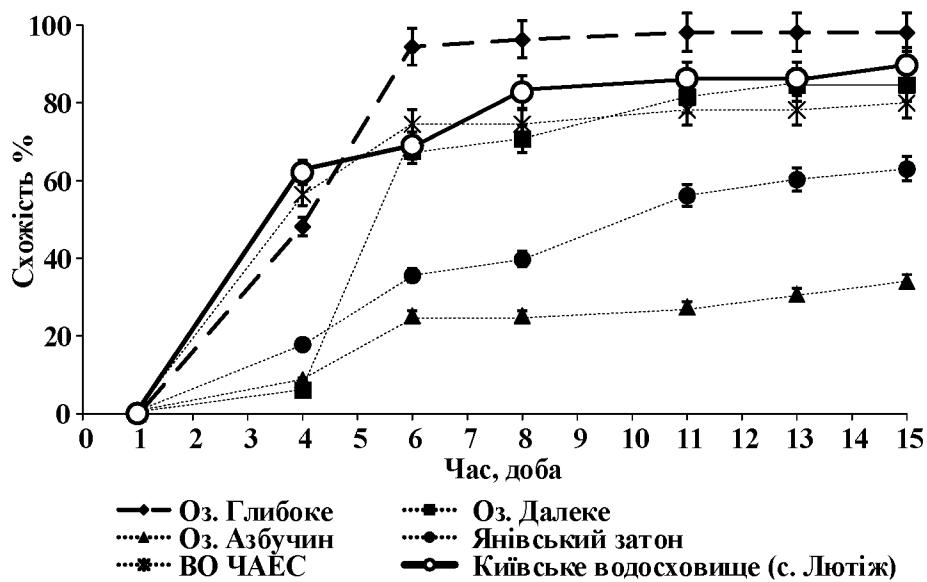


Рис. 4.6. Динаміка схожості насіння очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення після ДГО (1 Гр, КПС)

ДГО дозою в 1 Гр прискорило проростання зернівок з фонової водойми (Київське водосховище) – на 4-ту добу, у період найбільш активного проростання зернівок, схожість збільшилась майже у 3 рази. Навпаки, у вибірках імпактних водойм оз. Глибоке та ВО ЧАЕС спостерігається зменшення схожості майже на 20%.

Таблиця 4.3

Показники схожості та енергії проростання насіннєвого потомства очерету звичайного за умов додаткового гострого (1 Гр) та хронічного йонізувального випромінення (КПС). К – контроль, Опр. – опромінені зернівки

Водойма	Період схожості, діб		Схожість, %		Енергія проростання (відсоток паростків на 6-ту добу)	
	К	Опр.	К	Опр.	К	Опр.
Оз. Глибоке	8	6	98	98	79	94
Оз. Далеке	8	6	72	82	30	68
Оз. Азбучин	до з. с.*	до з. с.*	38	34	22	25
Янівський затон	до з. с.*	до з. с.*	60	63	33	36
ВО ЧАЕС	4	6	92	80	90	75
Київське водосховище (с. Лютіж)	6	8	71	90	71	93

Примітка:

* до закінчення спостережень

Виявлено стимулююча дія ДГО в 1 Гр за показником тривалості періоду схожості для насіннєвого потомства рослин водойм лівобережної заплави р. Прип'ять – оз. Глибоке та Далеке. Якщо у К цей період становив 8 діб, то після додаткового опромінення він скоротився до 6 діб (див. табл. 4.3).

Для вибірок з водойм ВО ЧАЕС та Київського водосховища додаткове опромінення викликало пригнічення проростання зернівок та збільшення на 2 доби періоду схожості.

Показники схожості та енергії проростання з вибірок насіннєвого потомства рослин імпактних водойм після гострого опромінення та з вибірки К, змінювалися у широких межах – 34–98% та 25–94% для опромінених вибірок відповідно, 38–98% та 22–89% – для вибірки К відповідно (див. табл. 4.3). Опромінення насіння рослин з вибірок ВО ЧАЕС у дозі 1 Гр у викликало незначне пригнічення схожості – на 12%. У насіннєвого потомства рослин з оз. Далеке після додаткового опромінення навпаки, виявлено збільшення схожості майже на 10%, а у насіннєвого потомства рослин з фонової водойми – майже на 30%. Опромінення у дозі в 1 Гр не викликало суттєвих змін схожості зернівок рослин з інших водойм.

При аналізуванні показника енергії проростання зернівок, що характеризує одночасність сходів та, опосередковано, однорідність насіннєвого матеріалу, виявлено суттєві відмінності між імпактними та фоновою вибірками (див. табл. 4.1).

Для вибірок К імпактних водойм оз. Далеке, оз. Азбучин та Янівського затону енергія проростання була дуже низькою – від 22 до 32%. Найвищий показник – 90% зареєстрований у вибірці ВО ЧАЕС. Високі значення цього показника зареєстровані для імпактної водойми – оз. Глибоке (79%) та фонової водойми (71%).

ДГО в дозі 1 Гр викликало збільшення неоднорідності насіннєвого матеріалу, що призвело до зменшення енергії проростання зернівок рослин ВО ЧАЕС майже на 15%. Стимуляційний ефект опромінення максимально проявився у сходів зернівок очерету оз. Далеке, де енергія проростання зросла більше, ніж у 2 рази. Менший ефект проявився у насіння рослин оз. Глибоке, де різниця показників енергії проростання становила 16% а у Київському водосховищі – 22%. У вибірках насіння рослин інших

водойм різниця цього показника до та після додаткового опромінення була несуттєвою.

Загалом, діапазон коливань досліджуваних показників, за виключенням вибірок з підпороговою дією додаткового опромінення, був досить значним – показники схожості змінювалися від мінімальної різниці у 12–15% до максимальної у 23–38%, незалежно від характеру впливу.

4.2.1.2. Виживаність паростків та життєздатність насіння

Додаткове опромінення в дозі 1 Гр призвело до незначної стимуляції показників життєздатності насіння та виживаності насіннєвих паростків рослин імпактних водойм – оз. Глибоке, Янівського затону та ВО ЧАЕС (табл. 4.4).

Найбільша стимуляція виживаності паростків зернівок спостерігалася у насіннєвого потомства рослин ВО ЧАЕС. Різниця показника до і після опромінення становила майже 18%. За показником життєздатності насіння з вибірки оз. Азбучин не відреагувало на опромінення. У насіннєвого потомства рослин оз. Далеке та Київського водосховища ДГО викликало збільшення кількості відмерлих паростків зернівок на 5 та 6% відповідно.

Таблиця 4.4

**Показники життєздатності насіння та виживаності насіннєвих паростків
очерету звичайного за умов додаткового гострого (1 Гр) та хронічного
йонізувального опромінення (КПС)**

Водойма	Життєздатність насіння, %		Виживаність паростків, %	
	К	Опромінені	К	Опромінені
Оз. Глибоке	93	96	95	98
Оз. Далеке	65	69	90	85
Оз. Азбучин	33	32	86	94
Янівський затон	47	53	78	85
ВО ЧАЕС	69	75	75	93
Київське водосховище (с. Лютіж)	65	76	91	85

Загалом, за ДГО насіннєвого потомства рослин імпактних водойм, діапазон коливань значень досліджуваних показників, за виключенням вибірки з ВО ЧАЕС, не перевищував 11%.

4.2.2. Життєздатність насіннєвого потомства очерету звичайного за додаткового гострого опромінення у широкому діапазоні доз

4.2.2.1. Схожість та енергія проростання

ДГО виявило певну подібність та деякі відмінності показників життєздатності насіннєвого потомства рослин імпактних і фонової водойм.

Період схожості насіння рослин з усіх досліджуваних імпактних водойм становив 4 доби незалежно від дози ДГО та починався на 5-ту добу після висіву, а закінчувався – на 9-ту (рис. 4.7, 4.8).

Гостре опромінення рослин фонової водойми, у досліджуваному діапазоні доз, викликало зміни термінів початку масового проростання зернівок.

Опромінення рослин у дозі 75 Гр фонової водойми призводило до ефекту подібного для вибірок з усіх імпактних водойм – початок масових сходів припадав на 5-ту добу, а закінчення – на 9-ту (рис. 4.9)

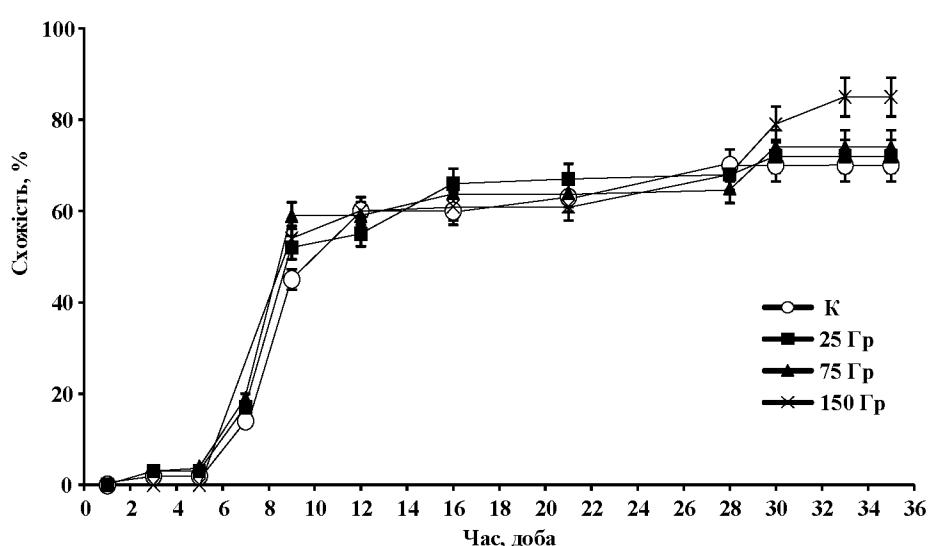


Рис. 4.7. Динаміка схожості зернівок очерету звичайного в оз. Глибоке за умов гострого опромінення (КПС)

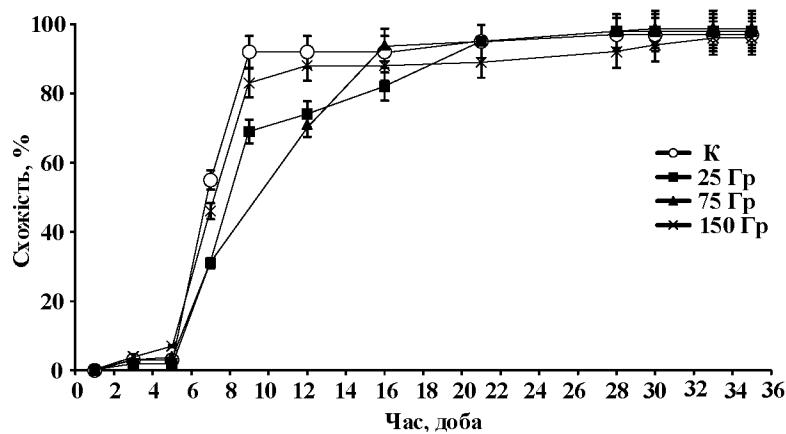


Рис. 4.8. Динаміка схожості зернівок очерету звичайного у ВО ЧАЕС за умов гострого опромінення (КПС)

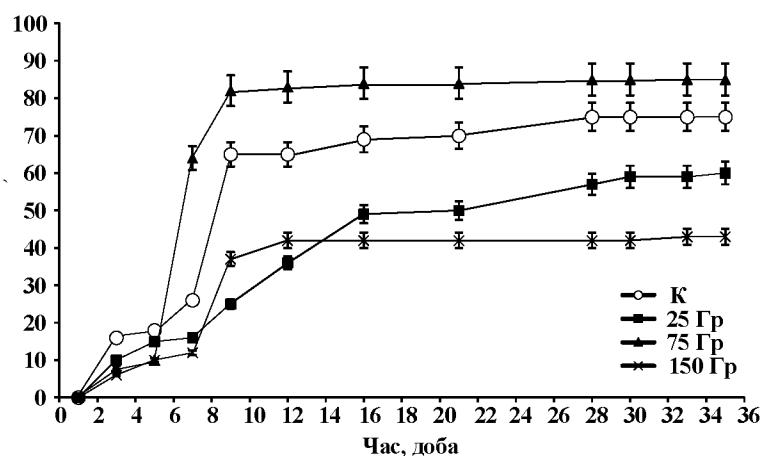


Рис 4.9. Динаміка схожості зернівок очерету звичайного в Оз. Вербне за умов гострого опромінення (КПС)

Спостерігалась нелінійна дозова залежність тривалості періоду схожості насіння рослин з оз. Вербне та ВО ЧАЕС (рис. 4.10).

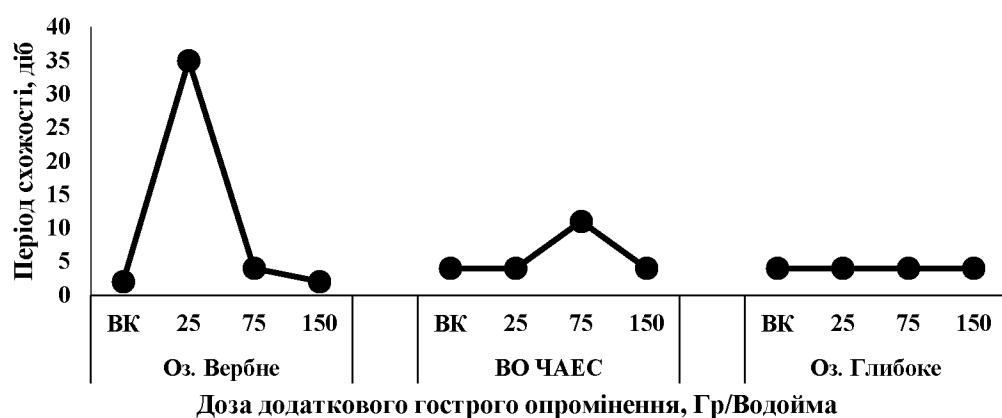


Рис. 4.10. Дозова залежність тривалості періоду схожості насіння очерету звичайного за доз ДГО у 25, 75 та 150 Гр

Період схожості насіння рослин оз. Вербне з вибірок К та дозою опромінення 150 Гр становив 2 доби. Доза у 25 Гр призводила до значного збільшення тривалості періоду схожості до 35 діб, що майже у 16 разів довше порівняно з К. За дози ДГО у 75 Гр період схожості зернівок становив 4 доби, як і у більшості вибірок насіння рослин імпактних водойм.

У вибірках з ВО ЧАЕС, період схожості за дози 75 Гр тривав майже у 3 рази довше порівняно з К та дозами 25 Гр і 150 Гр, та становив 11 діб (табл. 4.5).

Тривалість періоду схожості насіння рослин оз. Глибоке становила 4 доби та не змінювалася зі збільшенням дози ДГО.

Таблиця 4.5

Період схожості насіння очерету звичайного за умов ДГО 25, 75, 150 Гр після КПС

Водойма	Доза опромінення, Гр	Поява первого паростка, доба	Поява останнього паростка, доба	Тривалість періоду схожості
Оз. Глибоке	K	5	9	4
	25	5	9	4
	75	5	9	4
	150	5	9	4
ВО ЧАЕС	K	5	9	4
	25	5	9	4
	75	5	16	11
	150	5	9	4
Оз. Вербне	K	7	9	2
	25	До кінця спостережень		35
	75	5	9	4
	150	7	9	2

Схожість зернівок очерету з ВО ЧАЕС була найвищою з усіх вибірок та несуттєво змінювалася у межах 96%–99% та майже не залежала від дози ДГО (рис. 4.11).

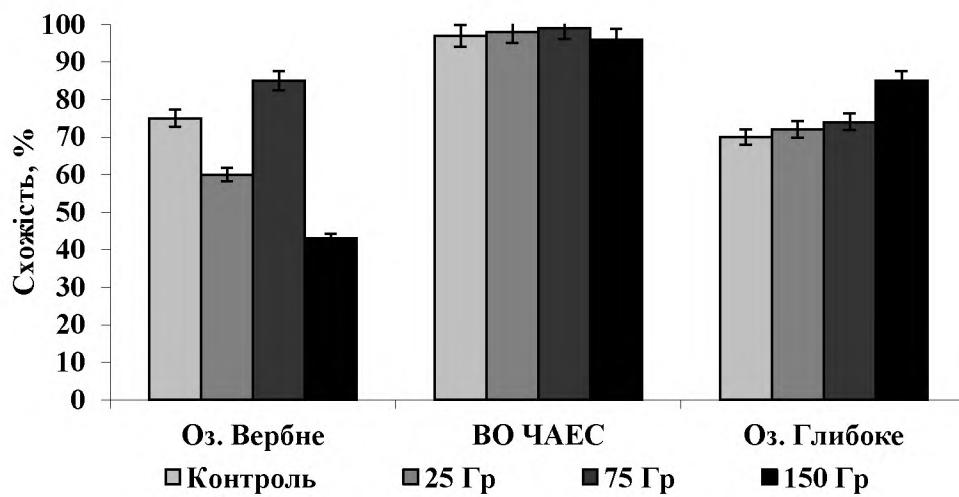


Рис. 4.11. Схожість зернівок очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення після КПС та ДГО у дозах 25, 75 та 150 Гр

У насіннєвого потомства рослин оз. Глибоке спостерігалося поступове незначне підвищення схожості зернівок з 70% у вибірці К, але за дози у 150 Гр цей показник збільшився майже на 15% (див. рис. 4.11).

Дозову залежність схожості насіннєвого потомства рослин фонової водойми відрізняв хвилеподібний характер з максимальною величиною схожості у 85% за дози додаткового опромінення у 75 Гр (див. рис. 4.11).

Енергія проростання (кількість схожих зернівок на 9-ту добу досліду) змінювалася в більш широких межах порівняно з показником схожості (рис. 4.12).

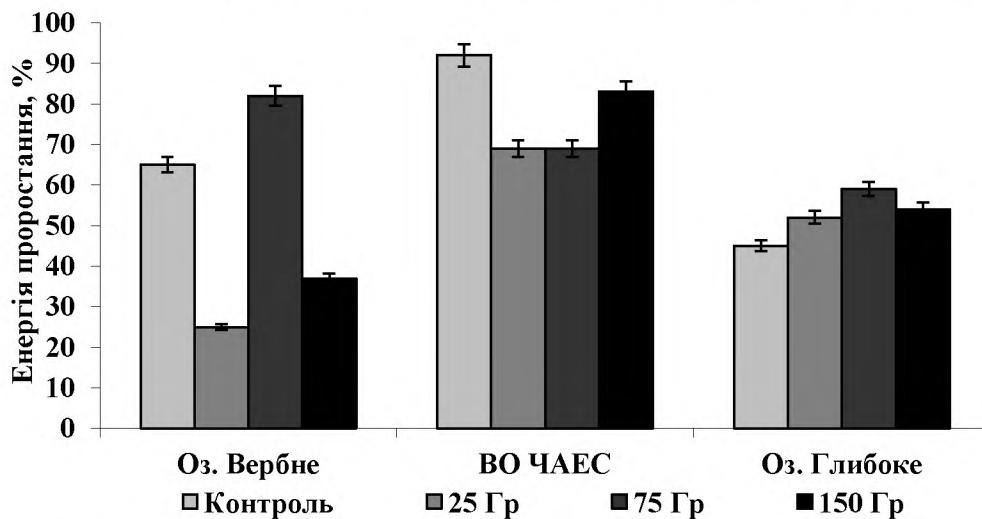


Рис. 4.12. Енергія проростання зернівок очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення після КПС та ДГО у дозах 25, 75 та 150 Гр

ДГО у дозі 75 Гр викликало гормезисний ефект у насіннєвого потомства рослин оз. Вербне та оз. Глибоке. При зростанні енергії проростання зернівок рослин фонової водойми з 65% для вибірки К до 82% за дози додаткового опромінення 75 Гр, показник енергії проростання зернівок рослин з оз. Глибоке був на нижчому рівні та збільшився з 45% вибірки К до 59% за дози додаткового опромінення 75 Гр. Абсолютна різниця між показниками становила 17% (фонова водойма) та 14% (Оз. Глибоке). Таким чином, ефект від опромінення дозою 75 Гр був подібним у зернівок даних вибірок.

ДГО насіннєвого потомства рослин оз. Глибоке у діапазоні досліджуваних доз викликало гормезисний ефект (табл. 4.6). Енергія проростання (при дозі 150 Гр) нелінійно збільшувалася з 45% (К) до 54%.

Таблиця 4.6

Показники схожості та енергії проростання насіння очерету звичайного за ДГО у дозах 25, 75 та 150 Гр (% від контролю)

Водойма	Схожість	Енергія проростання	
		25 Гр	
Оз. Глибоке	103	116	
ВО ЧАЕС	101	75	
Оз. Вербне	80	38	
75 Гр			
Оз. Глибоке	106	131	
ВО ЧАЕС	102	75	
Оз. Вербне	113	126	
150 Гр			
Оз. Глибоке	121	120	
ВО ЧАЕС	99	90	
Оз. Вербне	57	57	

Максимальна енергія проростання зареєстрована для вибірки зернівок рослин ВО ЧАЕС у К і становила 92%. Опромінення у досліджуваному діапазоні доз викликало зниження енергії проростання до 69% за доз 25 та 75 Гр та до 83% за дози 150 Гр. Дозова залежність у даному випадку також була нелінійною.

Зміна енергії проростання зернівок рослин фонової водойми мала хвилеподібний характер з великим діапазоном коливань від мінімального значення у 25% за дози 25 Гр до максимального значення у 82% за дози 75 Гр.

4.2.2.2. Виживаність паростків та життєздатність насіння

Виживаність насіннєвих паростків закономірно знижувалася зі збільшенням дози гострого опромінення з 25 до 75 та 150 Гр (рис. 4.13).

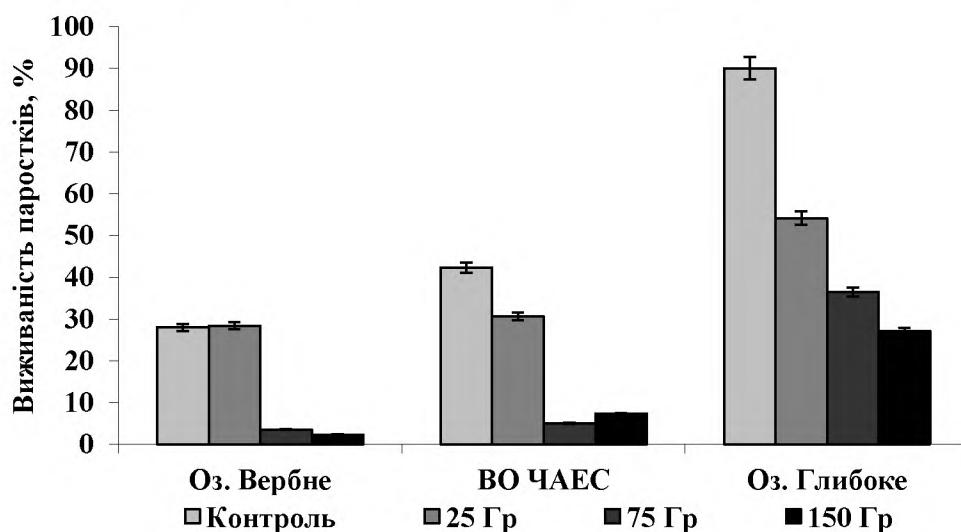


Рис. 4.13. Виживаність насіннєвих паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення після КПС та ДГО у дозах 25, 75 та 150 Гр

Зниження виживаності насіннєвих паростків рослин з оз. Глибоке після опромінення у діапазоні досліджуваних доз характеризувалося лінійною залежністю. У порівнянні з К виживаність паростків за дози 150 Гр знизилась майже у 3 рази. Співставлення значень виживаності насіннєвих паростків вибірок К та при дозі 150 Гр виявило деяку особливість. Для вибірки фонової водойми це співвідношення становило 14 разів, для ВО ЧАЕС – 6 разів, що свідчить про ймовірно більшу радіочутливість насіннєвого потомства фонової водойми, та збільшення радіостійкості насіннєвого потомства очерету при збільшенні потужності дози хронічного опромінення.

Показники життєздатності насіння загалом були досить низькими в усіх вибірках та не перевищували 60% у вибірці К з оз. Глибоке (рис. 4.14).

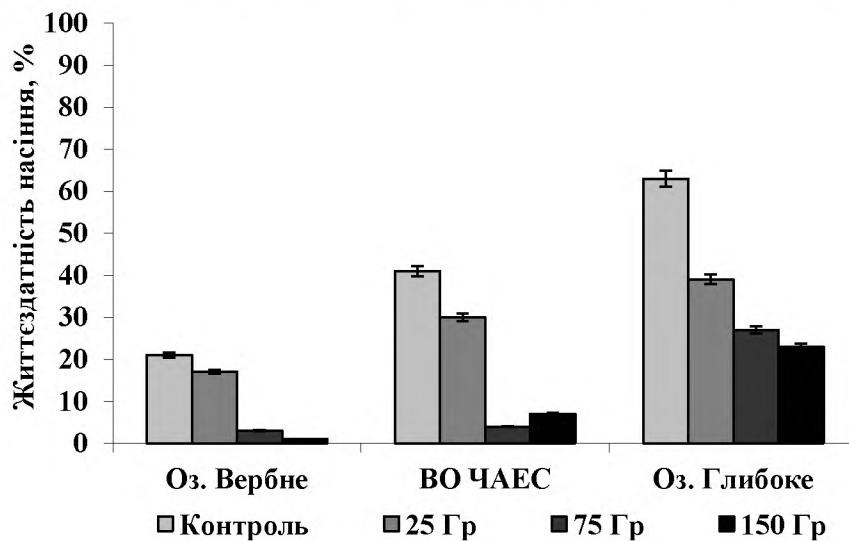


Рис. 4.14. Життєздатність насіння очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення після КПС та ДГО у дозах 25, 75 та 150 Гр

Подібно до виживаності паростків, життєздатність насіння очерету у вибірках фонової водойми та ВО ЧAES суттєво знижувалася при дозах 75 та 150 Гр. Опромінення у дозі 75 Гр, знижувало життєздатність насіння рослин оз. Вербне та ВО ЧAES у 7 та 10 разів, відповідно, порівняно з К, а у дозі 150 Гр – у 21 та 6 разів відповідно.

Опромінення насіннєвого потомства рослин оз. Глибоке у діапазоні досліджуваних доз призводило до поступового зниження життєздатності насіння зі збільшенням дози додаткового опромінення. Доза 25 Гр викликала зниження життєздатності насіння лише в 1,6 рази, доза 75 Гр – у 2,3 рази, а доза 150 Гр – у 2,7 разів.

Досить високі показники життєздатності насіння та виживаності паростків з водойми, де рослини отримують дозу хронічного опромінення 34 мкГр/год та більш повільне зниження цих показників зі збільшенням дози додаткового гострого опромінення може свідчити про ймовірні адаптаційні процеси, що відбуваються у рослинах очерету водойм зони відчуження.

Результати дослідження кореляційного зв'язку між показниками життєздатності насіннєвого потомства очерету та дозою ДГО наведено в табл. 4.7.

Таблиця 4.7

Кореляція r між показниками життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного та дозою ДГО у 25, 75 та 150 Гр

Показник*	Водойма	r	t_{st}	Рівні значущості P							P , яких r вірогідне
				0,60	0,70	0,80	0,90	0,95	0,99	0,999	
t_{st} табл.											
С	Оз. Вербне	-0,58	-1,01	1,06	1,39	1,89	2,92	4,30	9,92	31,60	$P < 0,60$
	ВО ЧАЕС	-0,39	-0,60								Зв'язок слабкий
	Оз. Глибоке	0,97	5,47								$P < 0,99$
ЕП	Оз. Вербне	0,61	1,08	1,06	1,39	1,89	2,92	4,30	9,92	31,60	$P < 0,70$
	ВО ЧАЕС	-0,09	-0,13								Зв'язок слабкий
	Оз. Глибоке	-0,14	-0,20								Зв'язок слабкий
В	Оз. Вербне	-0,89	-2,71	1,06	1,39	1,89	2,92	4,30	9,92	31,60	$P < 0,90$
	ВО ЧАЕС	-0,84	-2,16								$P < 0,90$
	Оз. Глибоке	-0,88	-2,59								$P < 0,90$
Ж	Оз. Вербне	-0,92	-3,35	1,06	1,39	1,89	2,92	4,30	9,92	31,60	$P < 0,95$
	ВО ЧАЕС	-0,84	-2,18								$P < 0,90$
	Оз. Глибоке	-0,85	-2,32								$P < 0,90$

Примітка:

число ступенів свободи $k = 4 - 2 = 2$;

*Показники життєздатності насіннєвого потомства:

С – схожість;

ЕП – енергія проростання;

В – виживаність паростків;

Ж – життєздатність насіння, t_{st} – критерій Стьюдента розрахований.

Загалом, вплив доз у досліджуваному діапазоні на показники виживаності паростків та життєздатності насіння, має неоднозначний характер та значною мірою залежить від сумарної СППБРД хронічного опромінення (додаток А), та дози ДГО (додаток А, див. табл. 4.7).

Таким чином, в ході досліджень експериментальним шляхом визначено підвищення життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного, батьківські рослини якого росли за умов хронічного низькоінтенсивного йонізувального опромінення та ТПС.

Максимальні значення показників схожості, енергії проростання, виживаності паростків та життєздатності насіння при КПС становили 72,7, 56,7, 76,2 та 55,3% відповідно, а при ТПС вони збільшились до 86,0, 76,7, 92,2 та 75,3% відповідно, що ймовірно вказує на процеси відновлення після ТПС можливих генетичних ушкоджень та елімінації відхилень у репараційних механізмах, які виникли внаслідок хронічного радіаційного опромінення.

За результатами досліду з пророщування насіння після ДГО дозою в 1 Гр та потужністю 0,5 Гр/год підтверджено достовірність гормезисного впливу малих доз йонізувальної радіації. Усереднені значення трьох з чотирьох досліджуваних показників життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного з імпактних водойм були вищими після гострого опромінення порівняно з К, а саме: енергія проростання – 59,5 та 50,4%, виживаність паростків – 90,9 та 84,8% та життєздатність насіння – 65,1 та 61,28%, відповідно.

При пророщуванні гостро опроміненого насіння з Київського водосховища, де батьківські рослини зазнають низьких фонових дозових навантажень, виявлено також вищі значення 3-х з 4-х досліджуваних показників порівняно з К: схожість – 89,7 та 71,0%, енергія проростання – 93,1 та 71%, життєздатність насіння – 75,9 та 64,5% відповідно.

Діапазон різниці показників до та після гострого опромінення з вибірок фонової водойми був значно більшим, ніж з вибірок водойм ЧЗВ, що доводить більшу

уразливість до ДГО насіннєвого потомства рослин, які не зазнають тривалого низькоінтенсивного йонізувального опромінення.

Виявлено відносно високу радіочутливість насіння рослин з оз. Вербне (фонова водойма) до гострого опромінення дозами 25, 75 та 150 Гр. Показники схожості та енергії проростання рослин з цієї вибірки, після опромінення, змінювалися в широких межах від 25 до 85%. Менш радіочутливим був процес проростання насіння рослин з ВО ЧАЕС, де батьківські рослини отримують дозу хронічного опромінення сумарною потужністю 1,9 мкГр/год – схожість становила 96–99%, енергія проростання – 69–92%.

Виявлено стимуляцію додатковим гострим опроміненням у визначеному діапазоні доз процесу проростання насіння, батьківські рослини якого зазнають хронічного опромінення потужністю дози 34 мкГр/год. Збільшення дози гострого опромінення до 150 Гр призводило до зростання схожості та енергії проростання на 15 та 9% відповідно порівняно з К. Одночасно початок масових сходів зернівок та тривалість періоду схожості залишалися незмінними.

Виживаність насіннєвих паростків зі збільшенням дози гострого опромінення знижувалась в усіх вибірках, що свідчить про пригнічення життєздатності насіннєвого потомства. Виживаність насіннєвих паростків рослин з оз. Вербне зменшилася майже у 12 разів, з ВО ЧАЕС – у 6 разів, з оз. Глибоке – у 3 рази, що вказує на зменшення показника виживаності насіннєвих паростків за умов додаткового гострого йонізувального опромінення у градієнті зростання хронічного радіонуклідного забруднення водойм.

Лінійна дозова залежність цього показника зареєстрована тільки для вибірки, де батьківські рослини ростуть в умовах тривалого низькоінтенсивного опромінення потужністю дози 34 мкГр/год. Встановлена лінійна залежність, ймовірно, свідчить про відсутність порогової дози опромінення для насіннєвого потомства очерту оз. Глибоке у досліджуваному діапазоні доз ДГО.

Залежність життєздатності насіння очерту з фонової водойми мала хвилеподібний характер з піками максимуму при дозах 25 та 150 Гр. Доза у 75 Гр викликала значне зниження життєздатності насіння до передкритичного рівня у 18%.

У вибірці зернівок рослин з ВО ЧАЕС, що отримували опромінення потужністю 1,9 мкГр/год доза ДГО у 75 Гр теж викликала максимально пригнічуючий ефект що знижувала життєздатність зернівок до критичного рівня, нижчого за 10%, що може бути причиною унеможливлення відновлення популяції.

РОЗДІЛ 5. РОСТОВІ ПОКАЗНИКИ КОРЕНІВ ТА ЛИСТКІВ НАСІННЄВИХ ПАРОСТКІВ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО ЗА РІЗНИХ РЕЖИМІВ ОПРОМІНЕННЯ

Початок функціонування верхівкової та кореневої меристем, пов'язаний з появою першого справжнього листка та ростом кореня, є стадією морфогенезу, після якої шанси для подальшого розвитку рослини [102] стають реальними.

Визначення комплексу показників, що характеризують ростові процеси на початку морфогенезу, такі як довжина кореня та листка, швидкість їх росту, є необхідною складовою визначення фізіологічного стану насіннєвого потомства рослин водойм ЧЗВ у передгенеративному періоді за різних режимів опромінення.

5.1. Лінійні показники росту кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного після короткого та тривалого періоду спокою

Дослідження показників довжини кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного дозволяють оцінити фізіологічний стан зернівок та виявити можливі відхилення у насіннєвого потомства рослин з водойм з різним рівнем радіонуклідного забруднення.

Результати аналізу ростових процесів у насіннєвих паростків рослин з водойм з ЧЗВ та референтних водойм після проходження КПС у 20–30 діб підтвердили наявність певних відхилень у насіннєвого потомства, що формувалось за умов низькоінтенсивного хронічного опромінення (рис. 5.1).

У насіннєвого потомства рослин як імпактних водойм, так і водойм з фоновим радаційним рівнем, виявлено суттєве відставання росту кореня від росту листка, що є нормою [102]. Встановлено, що на дванадцяту добу досліду у паростків зернівок рослин з двох референтних водойм довжина кореня, та листка була майже однаковою і становила приблизно 14 та 9 мм відповідно, що в середньому у 1,5 рази вище у порівнянні з вибірками насіння рослин імпактних водойм.

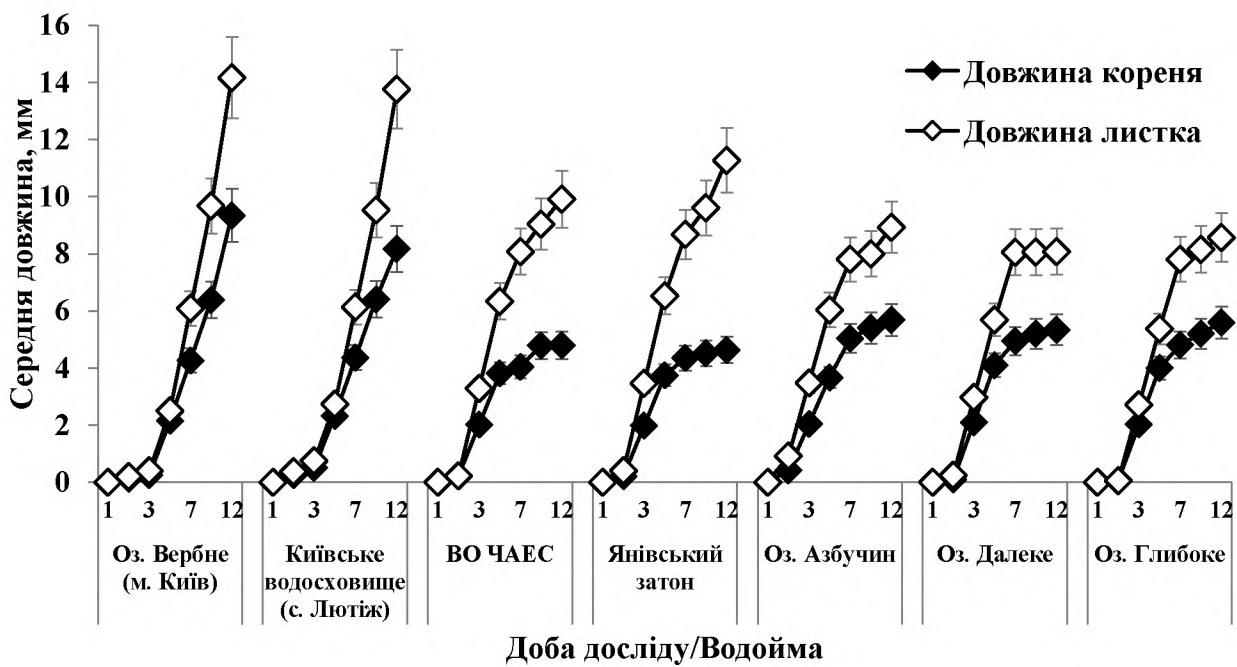


Рис. 5.1. Середня довжина кореня та листка у насіннєвих паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення після КПС

Довжина кореня та листка у паростків зернівок рослин імпактних водойм була суттєво нижчою у вибірках насіння з озер Глибоке, Далеке та Азбучин, де батьківські рослини отримують дозу потужності від 5,8 до 34 мкГр/год, довжина кореня становила у середньому 6 мм, а довжина листка коливалася в межах 8–9 мм. У вибірках насіння рослин з ВО ЧАЕС та Янівського затону з нижчою СППБРД (1,9–3,2 мкГр/год), довжина кореня знаходилася на рівні до 5 мм, а довжина листка становила 10–11 мм.

Процес росту кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного імпактних водойм, після проходження ТПС тривалістю у 120–160 діб, був у межах норми. У середньому, довжина кореня на 12-ту добу збільшилася на 0,3 см, а довжина листка – на 1 см порівняно з КПС (рис. 5.2).

Середня довжина кореня насіннєвих паростків рослин імпактних водойм на десяту добу досліду коливалася від 2,0 до 7,8 мм, довжина листка – від 6,5 до 13,3 мм. У Київському водосховищі поблизу с. Лютіж досліджувані показники довжин кореня та листка становили: 4,6 та 8,6 мм відповідно.

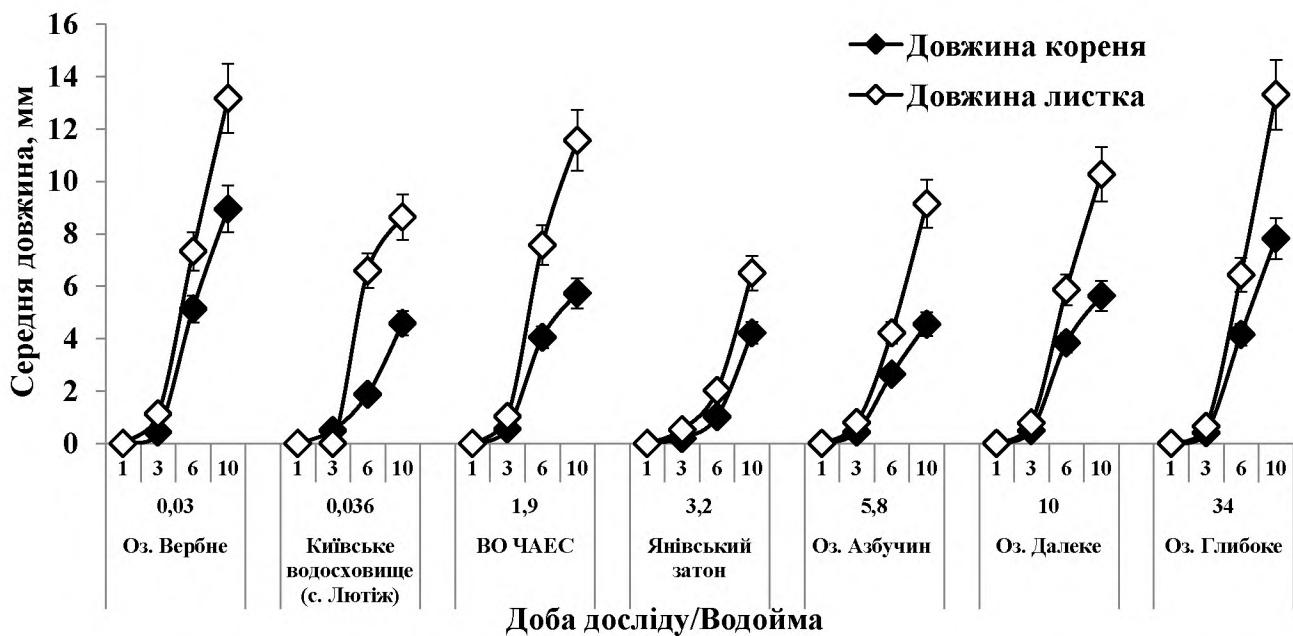


Рис. 5.2. Середня довжина кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення після ТПС

Слід відмітити, що довжина кореня у насіннєвих паростків очерету з оз. Глибоке з найвищою СППБРД, була найбільшою з-поміж вибірок імпактних водойм, а довжина листка – не відрізнялася від насіннєвих паростків рослин з оз. Вербне. Найбільш інтенсивно корені, та листки росли у насіннєвих паростків рослин з оз. Вербне (довжиною відповідно 0,4 та 1,1 мм – на третю добу росту, та 5,1 і 7,3 мм – на шосту добу росту) порівняно з оз. Глибоке (відповідно 0,3 та 0,7 мм – на третю добу росту, та 4,1 і 6,4 мм – на шосту добу росту).

5.2. Лінійні показники росту кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного після короткого періоду спокою та додаткового гострого йонізувального опромінення

Радіостійкість рослин в умовах тривалого радіаційного стресу може змінюватися [52, 76, 141]. Такі зміни виявляються при дослідженні лінійних показників за ДГО.

Ріст кореня протягом перших восьми діб досліду змінювався залежно від дози хронічного та гострого опромінення (рис. 5.3).

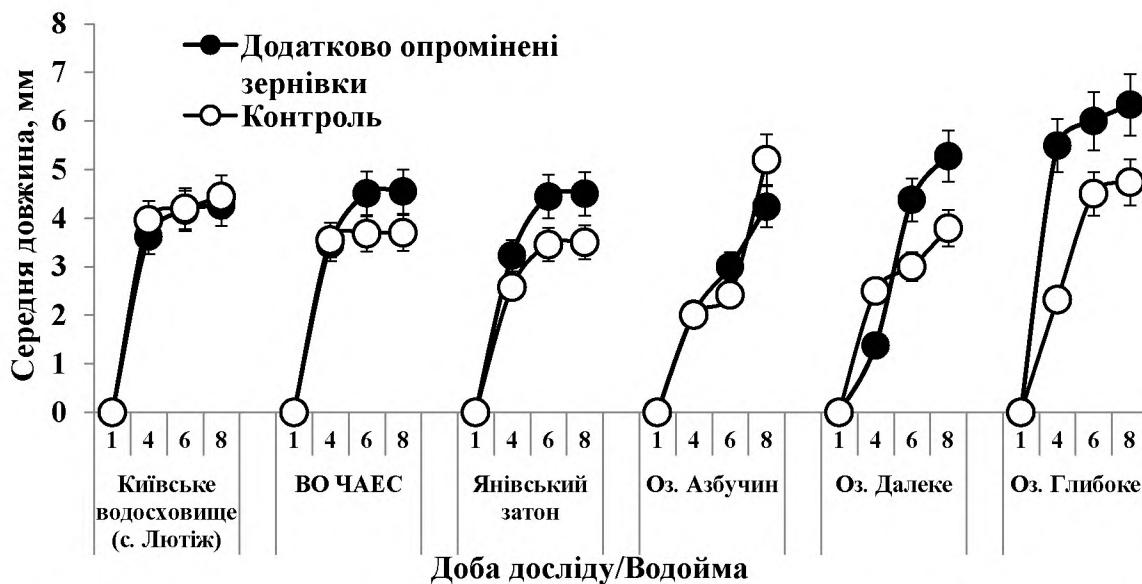


Рис. 5.3. Середня довжина кореня у насіннєвих паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення після КПС та ДГО дозою в 1 Гр

Найбільша довжина кореня зареєстрована у насіннєвих паростків рослин імпактної водойми з найвищою дозою хронічного низькоінтенсивного опромінення після опромінення їх насіння дозою 1 Гр. На відміну від імпактних водойм, ДГО не вплинуло на характер росту та довжину кореня насіннєвих паростків рослин фонової водойми.

З 4-ї доби після проростання насіння спостерігалося уповільнення росту кореня насіннєвих паростків рослин з усіх водойм за виключенням оз. Азбучин та Далеке. Середня довжина кореня у насіннєвих паростків рослин з цих водойм у К змінювалася від 3,5 до 4,7 мм, а у насіннєвих паростків рослин з оз. Азбучин та Далеке – становила 5,2 та 3,8 мм відповідно (див. рис. 5.3).

Опромінення у дозі в 1 Гр вплинуло на довжину коренів паростків. У насіннєвих паростків рослин з ВО ЧАЕС, Янівського затону та озер Далеке та Глибоке довжина кореня збільшилася на 1–1,5 мм у порівнянні з К.

У насіннєвих паростків рослин з оз. Азбучин спостерігалося зменшення довжини кореня на 1 мм. Довжина кореня у насіннєвих паростків рослин фонової водойми після додаткового опромінення у дозі в 1 Гр не змінилася.

Додаткове опромінення в дозі в 1 Гр вплинуло на ріст листка, та його розміри (рис. 5.4).

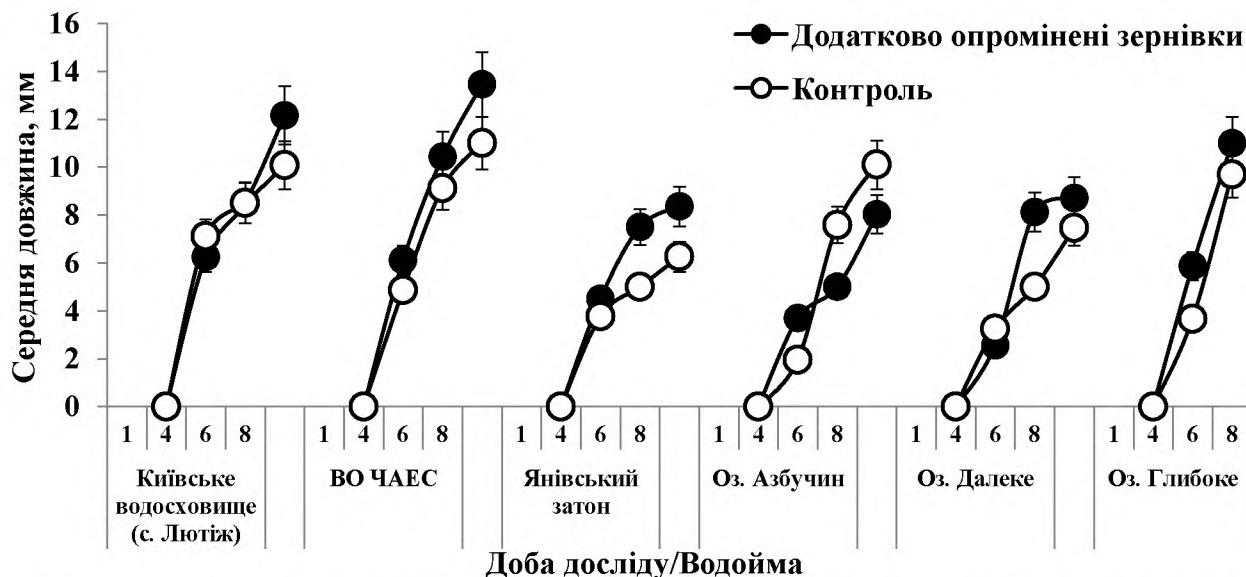


Рис. 5.4. Середня довжина листка у насіннєвих паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення після КПС та ДГО дозою в 1 Гр

Пригнічувальна дія додаткового опромінення спостерігалася лише для насіннєвих паростків рослин оз. Азбучин, у яких довжина листка зменшилася на 2 мм. Але характер росту листка при цьому не змінився. У насіннєвих паростків рослин фонової водойми, ВО ЧАЕС, Янівського затону додаткове опромінення дозою в 1 Гр стимулювало ріст листка, довжина якого збільшилася у середньому на 2 мм, але характер росту не змінило (див. рис. 5.4).

У насіннєвих паростків рослин з оз. Азбучин, які отримують середню дозу хронічного опромінення у 5,8 мкГр/год, ДГО дозою в 1 Гр сповільнило ріст листка на 4-ту добу. При цьому різниця довжини листків паростків додатково опроміненого та не опроміненого насіння відрізнялася на 1 мм. ДГО не вплинуло на ріст та довжину листка насіннєвих паростків рослин з оз. Глибоке.

Таким чином, найбільш чутливим до дії ДГО у дозі 1 Гр виявився показник довжини кореня для насіннєвих паростків рослин, що перебувають під дією хронічного низькоінтенсивного опромінення, а у рослин, які отримують фонові

радіаційні дозові навантаження, найбільш радіочутливим показником виявилася довжина листка.

За умов зростання доз гострого додаткового опромінення насіння рослин з 25 до 75 та 150 Гр (дослід 4), після КПС, спостерігалося зменшення середньої довжини кореня та листка в усіх досліджуваних водоймах.

Найбільший пригнічувальний ефект для насіннєвих паростків рослин з фонової водойми викликала доза 75 Гр, що призводило до значного уповільнення росту листка на 7-му добу проростання. При опроміненні дозою 150 Гр у цій вибірці спостерігалося значне уповільнення росту кореня, та листка до 7-ї доби, а їх довжина на 9-ту добу росту була найменшою (рис. 5.5).

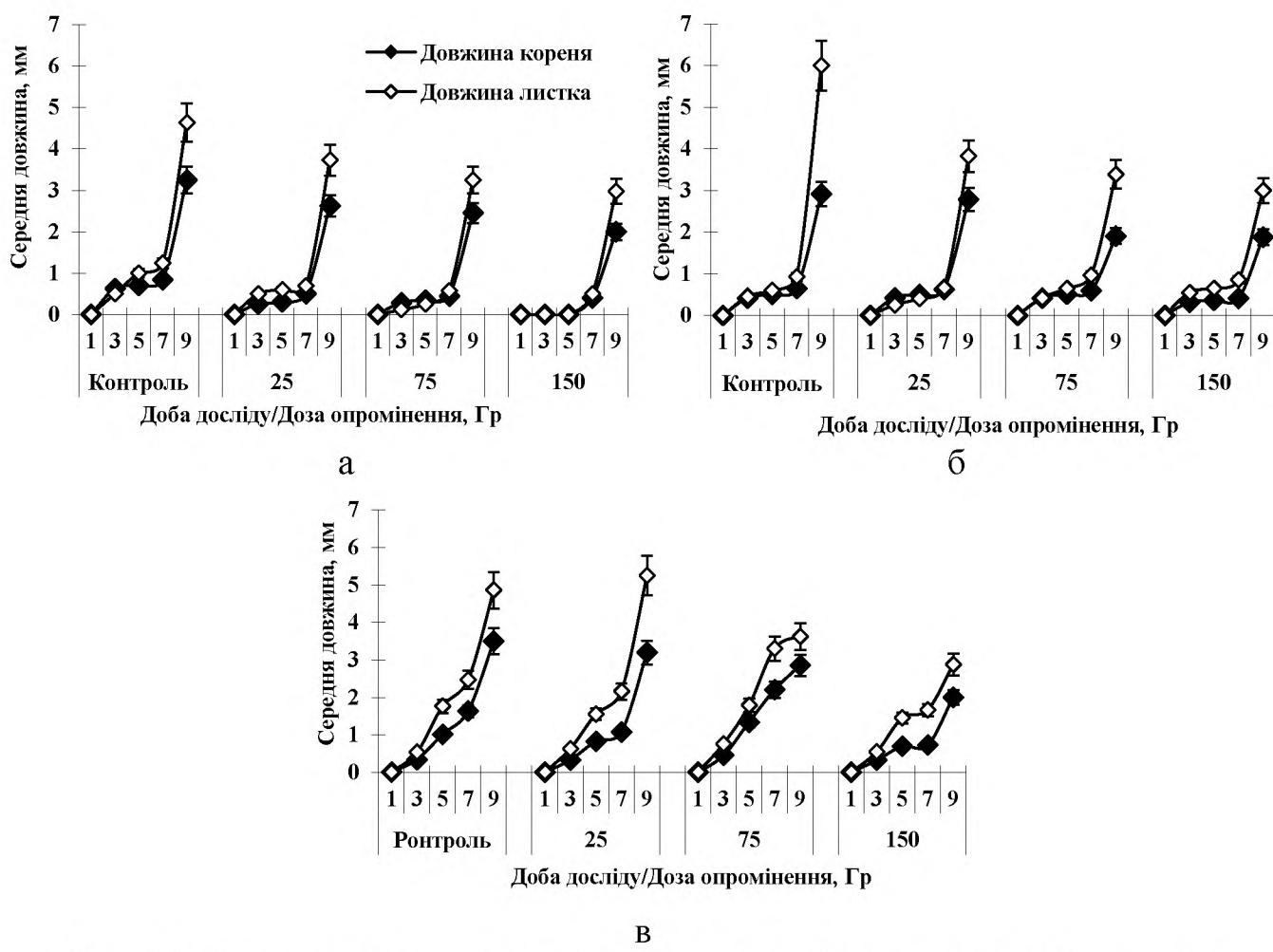


Рис. 5.5. Середня довжина кореня та листка у насіннєвих паростків очерету звичайного (а – оз. Глибоке, б – ВО ЧАЕС, в – оз. Вербне) після КПС та отримання поглиненої дози ДГО у 25, 75 та 150 Гр

На відміну від насіннєвих паростків рослин з фонової водойми, у насінневого потомства рослин з імпактних водойм після 7-добової затримки росту спостерігався логарифмічний ріст кореня та листка. Як і при додатковому опроміненні у дозі 1 Гр, найбільш радіочутливим у насіннєвих паростків рослин з фонової водойми виявився саме листок.

Результати статистичної обробки даних інтервального розподілу ознак «Довжина кореня» та «Довжина листка» насінневого потомства очерту після додаткового опромінення у дозах 25, 75 та 150 Гр наведено в таблиці 5.1.

Розрахований критерій Пірсона значно перевищував табличні значення для рівня значущості $P = 0,95$, тому нульову гіпотезу про нормальний розподіл даних відкинуто. Правосторонній розподіл довжини кореня свідчить про значний вплив додаткового гострого іонізувального опромінення на ріст кореня насіннєвих паростків рослин через певний час після сходів. При дослідженні розподілу довжини листка встановлено, що при збільшенні дози додаткового опромінення правосторонній розподіл довжини листка насіннєвих паростків рослин з усіх досліджуваних водойм поступово переходив у лівосторонній, що характеризує високу чутливість процесу росту листка до гострого іонізувального випромінення.

На ріст кореня та листка зернівок рослин з імпактних водойм ДГО не вплинуло. До сьомої доби в усіх випадках спостерігався повільний ріст, а після 7-ї доби почалася фаза логарифмічного росту. Крива росту кореня та листка насіннєвих паростків рослин з фонової водойми мала лінійний характер ($R^2 = 0,75–0,99$). Після отримання доз додаткового опромінення (далі ДДГО) характер кривої змінився на експоненційний ($R^2 = 0,89–0,998$), наблизений до характеру кривої росту кореня та листка у насіннєвих паростків рослин імпактних водойм (табл. 5.2, рис. 5.6а).

Динаміка росту кореня та листка у насіннєвих паростків рослин з водойм ЧЗВ суттєво відрізнялася. Ростові процеси насіннєвих паростків рослин з водойм ЧЗВ моделювалися за допомогою експоненційних функцій з вірогідністю апроксимації у діапазоні 0,89–0,997 та 0,93–0,999 (табл. 5.2).

Таблиця 5.1

Зміна довжини кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного після КПС та ДГО дозами 25, 75 та 150 Гр в залежності від ступеня опромінення

		Водойма	Доза гострого опромінення, Гр		$x_{ср}$, мм	σ , мм	χ^2 розрах.	χ^2 табл. ($P = 0,95$)	Нульова гіпотеза*	Коефіцієнт асиметрії, A	Вид асиметрії**	Коефіцієнт ексесу, E	Форма кривої розподілу***	
			Довжина кореня											
Оз. Вербне	ВО ЧАЕС	K	39,7	31,3	229,2	9,49	-	1,04	П	0,2	Гс			
		25	38,9	28,7	70,9	5,99	-	1,80	П	2,6	Гс			
		75	41,6	26,2	385,6	9,49	-	1,65	П	4,8	Гс			
		150	15,3	9,8	123,4	7,81	-	1,12	П	-0,1	Пл			
	ВО Глибоке	K	50,4	23,3	238,3	9,49	-	0,30	П	-0,5	Пл			
Оз. Глибоке	ВО ЧАЕС	25	39,2	23,4	238,4	9,49	-	1,01	П	0,5	Гс			
		75	23,9	11,4	208,3	9,49	-	0,39	П	-0,7	Пл			
		150	18,5	7,6	250,2	9,49	-	0,67	П	-0,4	Пл			
		K	52,3	26,4	98,7	7,81	-	0,39	П	-0,5	Пл			
Оз. Вербне	ВО ЧАЕС	25	34,4	21,5	169,4	9,49	-	1,14	П	1,0	Гс			
		75	33,0	17,7	161,5	9,49	-	0,29	П	-0,9	Пл			
		150	18,3	11,0	197,6	9,49	-	0,71	П	-0,8	Пл			
		Довжина листка												
Оз. Вербне	ВО ЧАЕС	K	74,5	37,9	214,1	9,49	-	1,2	П	1,0	Гс			
		25	69,4	40,8	48,1	5,99	-	0,7	П	-0,6	Пл			
		75	62,8	23,4	230,6	9,49	-	0,1	П	-3,3	Пл			
		150	42,1	17,3	56,2	7,81	-	-0,3	Л	-0,8	Пл			
Оз. Глибоке	ВО ЧАЕС	K	113,3	45,3	160,2	9,49	-	-0,2	Л	-0,9	Пл			
		25	67,9	20,9	197,4	9,49	-	0,6	П	0,0	Пл			
		75	60,0	10,3	250,2	9,49	-	0,8	П	1,6	Гс			
		150	52,9	13,9	157,9	9,49	-	-0,4	Л	0,0	Гс			
Оз. Глибоке	ВО ЧАЕС	K	84,0	54,1	157,8	7,81	-	1,5	П	3,2	Гс			
		25	59,2	22,2	156,8	9,49	-	0,4	П	-0,1	Пл			
		75	54,1	17,9	123,1	9,49	-	-0,6	Л	1,0	Гс			
		150	49,7	15,2	114,5	9,49	-	-3,0	Л	-0,2	Пл			

Примітка:

* Нульова гіпотеза про нормальний розподіл приймається (+) та відхиляється (-).

** П – правостороння осиметрія кривої розподілу, Л – лівостороння.

*** Гс – гостровершинний розподіл, Пл – плосковершинний.

Таблиця 5.2

Динаміка ростових процесів кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного після КПС та додаткового опромінення дозами 25, 75 та 150 Гр

Водойма	ДДГО, Гр	Рівняння регресії	R^2
1	2	3	4
Довжина кореня			
Оз. Вербне	K	$y = 0,41x - 0,78$	0,87
	25	$y = 0,36x - 0,70$	0,75
	75	$y = 0,37x - 0,50$	0,99
	150	$y = 0,22x - 0,36$	0,78
ВО ЧАЕС	K	$y = 8,91E-4e^{0,88x} + 0,26$	0,95
	25	$y = 8,05E-4e^{0,89x} + 0,26$	0,95
	75	$y = 6,41E-3e^{0,62x} + 0,21$	0,89
	150	$y = 3,75E-4e^{0,93x} + 0,19$	0,94
Оз. Глибоке	K	$y = 2,24E-3e^{0,79x} + 0,36$	0,92
	25	$y = 5,54E-4e^{0,93x} + 0,15$	0,98
	75	$y = 2,37E-4e^{1,02x} + 0,19$	0,97
	150	$y = 1,45E-3e^{0,81x} - 0,03$	0,997
Довжина листка			
Оз. Вербне	K	$y = 0,58x - 0,99$	0,91
	25	$y = 0,60x - 1,09$	0,83
	75	$y = 0,49x - 0,55$	0,96
	150	$y = 0,34x - 0,41$	0,95
ВО ЧАЕС	K	$y = 4,12E-4e^{1,06x} + 0,30$	0,99
	25	$y = 6,43E-4e^{0,96x} + 0,17$	0,99
	75	$y = 0,01e^{0,64x} + 0,21$	0,96
	150	$y = 0,01e^{0,69x} + 0,29$	0,93
Оз. Глибоке	K	$y = 0,01e^{0,87x} + 0,30$	0,95
	25	$y = 2,88E-4e^{1,04x} + 0,33$	0,96
	75	$y = 9,78E-4e^{0,91x} + 0,08$	0,995
	150	$y = 1,04E-3e^{0,89x} - 0,03$	0,998

У насіннєвого потомства рослин з фоновою водойми фаза логарифмічного росту починалася після 3-ї доби незалежно від отриманої дози гострого опромінення, а для вибірок з водойм ЧЗВ фаза логарифмічного росту починалася лише після 7-ї доби (рис. 5.6 б, в).

Таким чином, затримка росту кореня та листка насіннєвих паростків рослин з водойм ЧЗВ до 7-ї доби не залежала від отриманої насінням дози хронічного та гострого опромінення.

На 9-ту добу досліду максимальні довжини коренів спостерігалися у насіння рослин варіантів К усіх досліджуваних водойм та становили 3,0–3,5 мм, а найдовші корені (3,5 мм) зареєстровано у насіннєвих паростків рослин з фоновою водойми. Великі довжини листків спостерігалися у всіх К та при гострому опроміненні насіння рослин фонової водойми дозою 25 Гр, а максимальне значення (6,0 мм) – для ВО ЧАЕС (рис. 5.6).

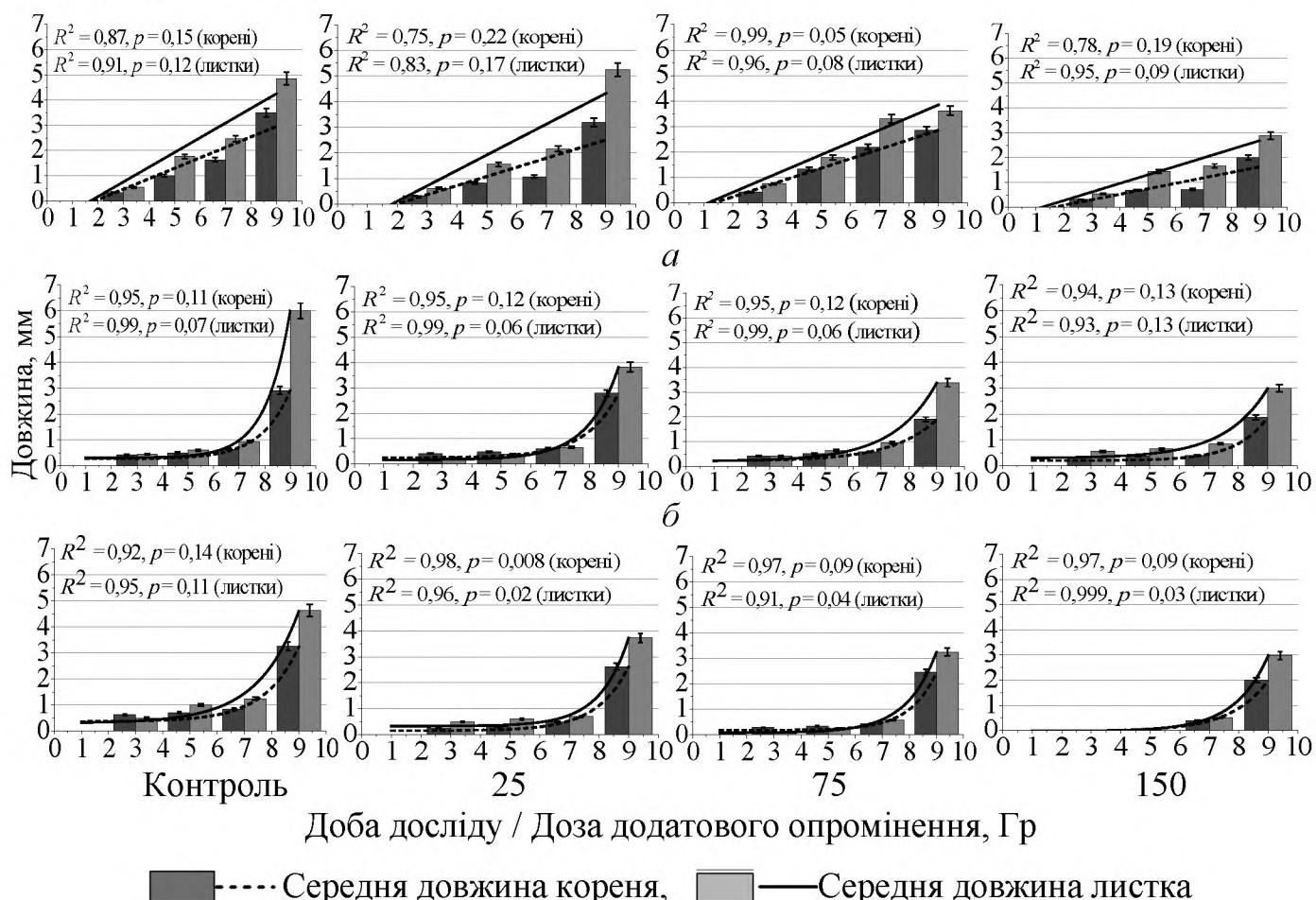


Рис. 5.6. Середня довжина кореня та листка у насіннєвих паростків очерету звичайного за ДГО у дозах 25, 75 та 150 Гр: а – оз. Вербне (фонова водойма), б – ВО ЧАЕС, в – оз. Глибоке

Варіабельність величини показників довжини кореня та листка насіннєвих паростків рослин, які отримують опромінення з потужністю дози 1,9 мкГр/год (ВО

ЧАЕС) до 7-ї доби включно не залежала від дози гострого опромінення та була несуттєвою. У насіннєвих паростків рослин з водойми, де СППБРД хронічного опромінення становила 34 мкГр/год (оз. Глибоке), спостерігалося збільшення діапазону варіабельності досліджуваних показників (див. рис. 5.6 в), а величина показника залежала від дози гострого опромінення.

Встановлено обернену кореляційну залежність між лінійними показниками росту кореня та листка у насіннєвого потомства очерету та поглиненою дозою гострого опромінення на 9-ту добу досліду: коефіцієнт кореляції для кореня насіннєвих паростків рослин з оз. Вербне становив -0,99, для листка – -0,94; для ВО ЧАЕС – -0,89 та -0,80; для оз. Глибоке – -0,93 та -0,89, відповідно (табл. 5.3).

Таблиця 5.3

Регресійний аналіз зв'язку показників довжини кореня та листка насіннєвих паростків очерету звичайного з дозою ДГО після КПС та отримання доз додаткового госторого опромінення 25, 75 та 150 Гр

Водойма	ДДГО, Гр	Рівняння регресії	R^2	r	t_{st}	t_{st} табл за $P = 0,80$
						7
Довжина кореня						
Оз. Вербне	K	$y = -9,7E-3x +3,50$	0,991	-0,995	14,5	1,89
	25					
	75					
	150					
ВО ЧАЕС	K	$y = 2,8e^{-0,003x}$	0,80	-0,89	2,8	1,89
	25					
	75					
	150					
Оз. Глибоке	K	$y = 3,05e^{-0,003x}$	0,92	-0,93	3,7	1,89
	25					
	75					
	150					

Закінчення таблиці 5.3

1	2	3	4	5	6	7
Довжина листка						
Оз. Вербне	K	$y = -1,6E-2x + 5,12$	0,87	-0,94	3,7	1,89
	25					
	75					
	150					
ВО ЧАЕС	K	$y = 4,98e^{-0,004x}$	0,72	-0,80	1,9	1,89
	25					
	75					
	150					
Оз. Глибоке	K	$y = 4,25e^{-0,003x}$	0,84	-0,89	2,8	1,89
	25					
	75					
	150					

Примітка:

R^2 – величина вірогідності апроксимації;

r – коефіцієнт кореляції;

t_{st} – критерій Стьюдента розрахований

Вірогідність даного зв'язку у вибірці оз. Вербне для кореня та листка підтверджується високими значеннями розрахованого критерію Стьюдента t порівняно з табличним значенням, яке становить 1,886 для рівня значущості $P = 0,80$. У зв'язку з цим нульова гіпотеза про вірогідність кореляції для даного рівня значущості була прийнята.

Представлення лінійних показників у відносних одиницях (% від K) на 9-ту добу досліду дозволило чітко виявити вплив додаткового опромінення на ранній онтогенез та порівняти криві «доза – ефект» для різних вибірок (рис. 5.7).

Залежність «доза – ефект» за показниками довжини кореня та листка паростків насіннєвого потомства рослин з водойм ЧЗВ та фонової водойми (оз. Вербне) представлена кривими низхідного характеру. Напівлетальній ефект у вибраному діапазоні доз гострого опромінення за досліджуваними показниками не був досягнутий. При опроміненні дозою 25 Гр лінійні показники паростків у порівнянні з K знизилися в середньому на 20%. Але при подальшому збільшенні дози до 75 та

150 Гр, що у 3 та 6 разів більше за попередню дозу, відставання у рості уповільнилося. При порівнянні кривих «доза – ефект» помітно відрізняються ростові реакції на опромінення кореня та листка паростка насіння очерету.

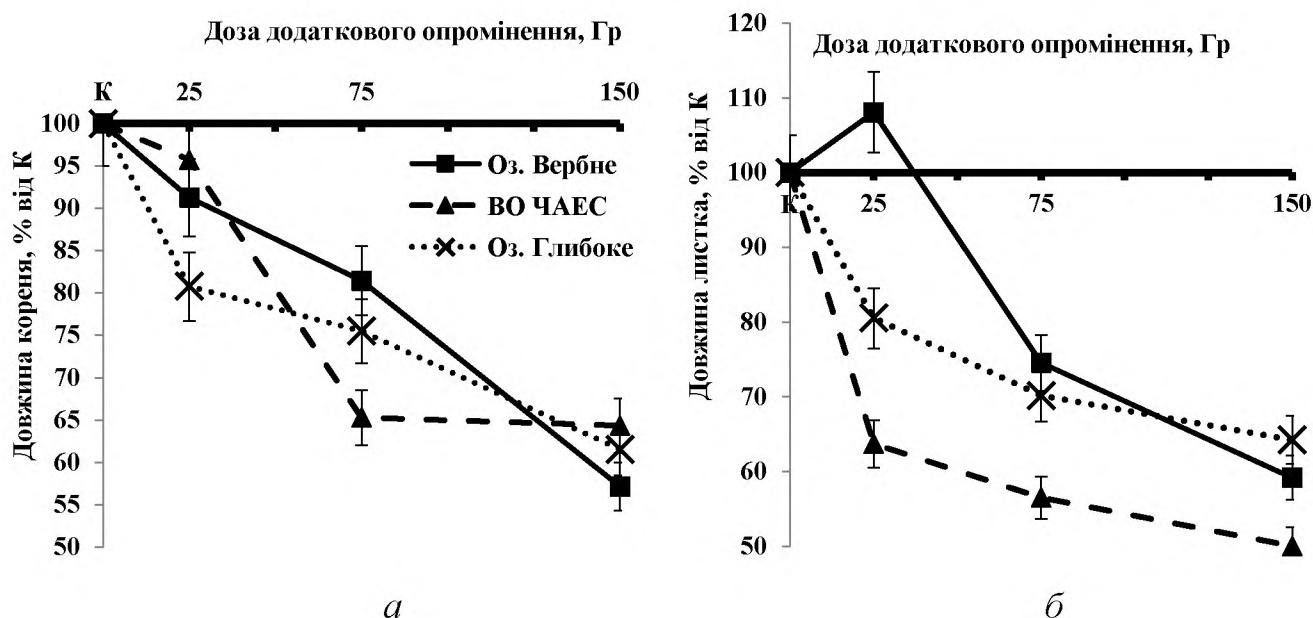


Рис. 5.7. Вплив ДГО на довжину кореня (а) та листка (б) насіннєвих паростків очерету звичайного, % від К

Виявлені розбіжності у ростових реакціях кореня та листка паростка насіння очерету звичайного можуть свідчити про більшу уразливість біохімічних процесів, що відповідають за ріст саме листка [203].

5.3. Двофакторний аналіз впливу хронічного та додаткового гострого йонізувального опромінення на ростові процеси насіннєвого потомства очерету звичайного

Двофакторний аналіз встановив значимість впливу обох видів опромінення на ростові реакції насіннєвих паростків очерету звичайного за факторами «хронічне опромінення» та «гостре опромінення» (табл. 5.4).

Таблиця 5.4

Двофакторний аналіз ростових процесів насіннєвих паростків очерету звичайного від дозового навантаження: А – фактор дози гострого опромінення; В – фактор дози хронічного опромінення

	Число ступенів свободи	F фактичне	F табл. за P=0,05	F табл. за P=0,01
Довжина кореня				
Фактор А	3	30,29	2,60	3,78
Фактор В	2	8,04	3,00	4,61
Взаємодія факторів А та В	6	10,04	2,10	2,80
Довжина листка				
Фактор А	3	62,46	2,60	3,78
Фактор В	2	89,37	3,00	4,61
Взаємодія факторів А та В	6	7,33	2,10	2,80

Величина розрахованого критерію F була більшою у порівнянні з табличним для всіх вибірок при рівнях значущості $P = 0,95$ та $P = 0,99$, що вказує на значимість впливу хронічного та гострого опромінення та їх сумісної дії на лінійні показники росту насіннєвих паростків очерету.

Таким чином, зареєстровано вірогідний вплив додаткового гострого іонізувального опромінення дозами 25, 75 та 150 Гр на ростові процеси насінневого потомства очерету звичайного з усіх досліджуваних водойм, що підтверджується результатами регресійного аналізу за рівнів значущості $P = 0,80–0,99$.

Паростки насіння очерету з водойм ЧЗВ характеризувалися значною затримкою проростання та повільним ростом, що посилювався при додатковому гострому опроміненні у порівнянні з вибіркою фонової водойми. Ймовірно, це свідчить про зміну їх радіаційної стійкості, що пов’язано з тривалим перебуванням рослин в умовах хронічного радіаційного опромінення.

Динаміка ростових процесів кореня та листка насіннєвих паростків рослин із водойм ЧЗВ моделювалася кривою експоненційної залежності ($R^2 = 0,89 – 0,997$ і $0,93 – 0,999$ відповідно). Ріст кореня та листка насіннєвих паростків рослин, які зазнають

фонових дозових навантажень, моделювався лінійною залежністю ($R^2 = 0,75 - 0,99$ і $0,83 - 0,96$ відповідно).

Зареєстрований вірогідний вплив гострого іонізувального опромінення дозами 25, 75 та 150 Гр потужністю 0,69 Гр/сек і хронічного – потужністю 0,03, 1,9 та 34 мкГр/год, а також їхня сумарна дія на динаміку лінійних показників очерету звичайного, що підтверджено результатами кореляційного та двофакторного аналізів за рівнів значущості $P = 0,80$ та $P = 0,95-0,99$ відповідно.

РОЗДІЛ 6. МОРФОЛОГІЯ ПАРОСТКІВ ЗЕРНІВОК ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО З ВОДОЙМ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЗА РІЗНИХ РЕЖИМІВ ОПРОМІНЕННЯ

Для насіннєвих паростків очерету звичайного з найбільш забруднених водойм ЧЗВ було відмічене високе число аномалій, сумісних з життєздатністю насіння – у середньому від 20 до 75% від схожих зернівок та некрозів кореня – до 25%. У насіннєвого потомства очерету з референтних водойм загальна кількість аномалій, сумісних з життєздатністю насіння, не перевищувала 10–15%, а некрозів кореня – 10%. Співвідношення хлорофільніх аномалій листка, порушень органогенезу та геотропізму паростків та некрозів кореня, змінювалось залежно від режиму опромінення батьківських рослин, та насіннєвого потомства.

6.1. Аномалії паростків, сумісні з життєздатністю насіння

Виникнення аномалій насіннєвих паростків, сумісних з життєздатністю насіння досліджено залежно від тривалості періоду спокою та СППБРД опромінення. До аномалій, які не викликають загибель насіннєвих паростків, відносяться хлорофільні аномалії листка, порушення органогенезу та порушення геотропізму паростків.

Загальна частка аномалій паростків, сумісних з життєздатністю насіння рослин з забруднених радіонуклідами водойм ЧЗВ, після КПС, становила 25–76%, та була більшою ніж у паростків насіння рослин з референтних водойм, загальна частка аномалій яких становила 4–5% (рис. 6.1а).

Хлорофільні аномалії листка були найменш поширеним порушенням розвитку насіннєвого потомства рослин імпактних водойм ЧЗВ. Кількість хлорофільніх аномалій листка не перевищувала 10% від загальної кількості аномалій, сумісних з життєздатністю насіння. Виключення становило насіннєве потомства рослин оз. Глибоке, де таких аномалій не виявлено. У насіннєвих паростків рослин водойми

з найнижчим фоновим радіаційним рівнем (оз. Вербне, 0,03 мкГр/год) хлорофільних порушень також не виявлено (рис. 6.1б).

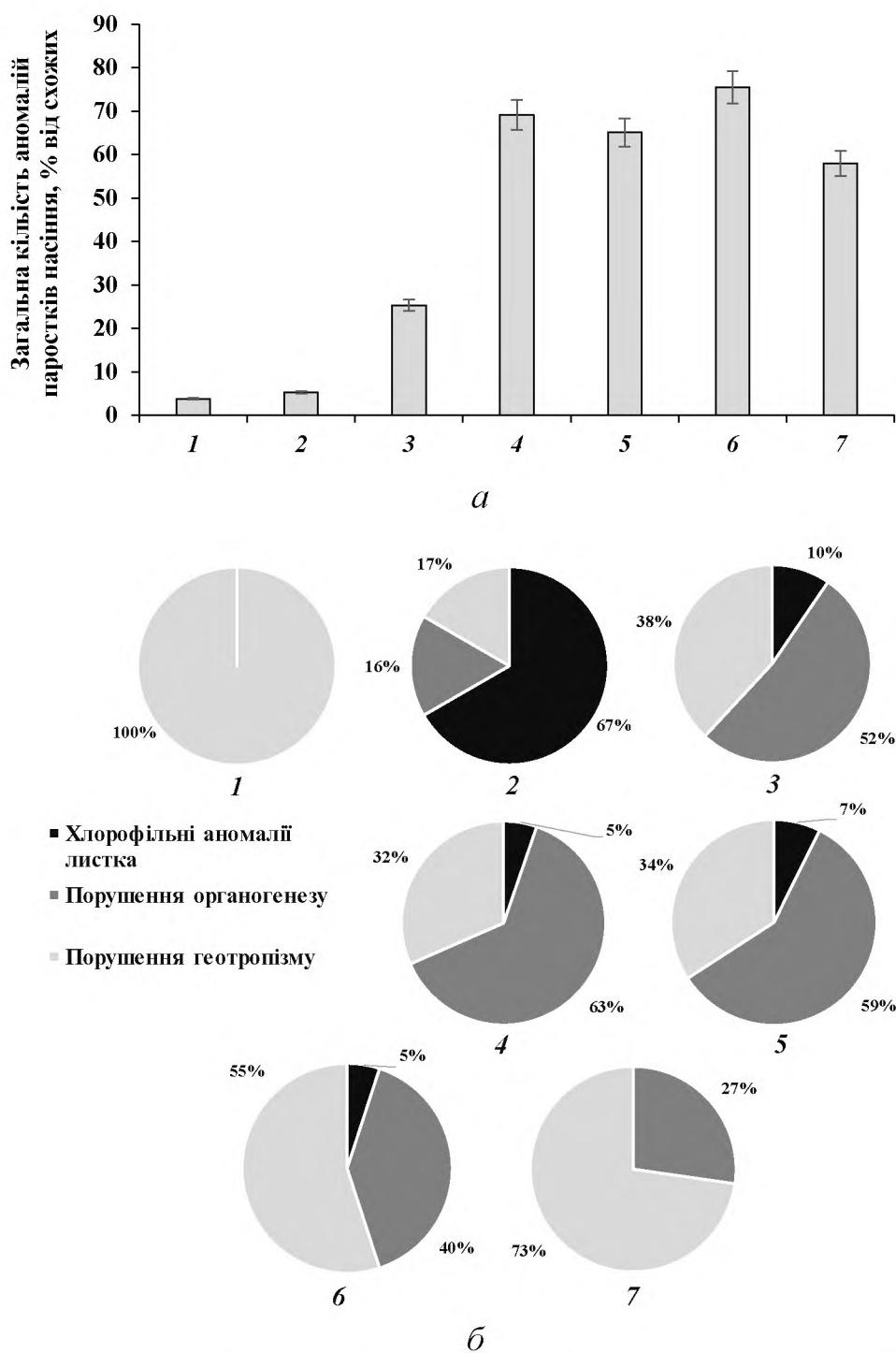


Рис. 6.1. Аномалії паростків, сумісні з життєздатністю насіння очерету звичайного, КПС. а – загальна кількість аномалій паростків, б – частка кожного типу аномалій від їх загальної кількості; 1 – оз. Вербне, 2 – Київське водосховище (с. Лютіж), 3 – ВО ЧАЕС, 4 – Янівський затон, 5 – оз. Азбучин, 6 – оз. Далеке, 7 – оз. Глибоке

Вплив йонізувального опромінення на виникнення аномалій даного типу станом на сьогодні досліджено недостатньо [258, 263, 284]. Вплив гамма-випромінювання на фотосинтетичні пігменти досліджено переважно на бобових, зокрема на паростках квасолі золотистої *Vigna radiata* (L.) Wilczek [284]. Доведено, що загальний вміст хлорофілу при збільшенні дози гострого опромінення знижується, в основному, за рахунок хлорофілу *b* [258, 284]. Встановлено, що гамма-промені призводять до руйнування молекул хлорофілу [223].

Кількість порушень органогенезу насіннєвих паростків рослин імпактних водойм та референтних водойм суттєво відрізнялася. У насіннєвих паростків рослин з імпактних водойм частка цих порушень у загальній кількості аномалій, сумісних з життєздатністю насіння, змінювалася від 27 до 63%, а у насіннєвих паростків рослин з референтних водойм їх кількість не перевищувала 16% (Київське водосховище).

Встановлено, що в індукції органогенезу беруть участь реакції радіаційно-хімічного перетворення сахарози в тканинах [54, 207] або подібні до цитокінінів речовини [54, 255], які продукуються опроміненими клітинами.

Виникнення порушень органогенезу пов'язують зі зникненням апікального домінування, яке викликається специфічними біологічно-активними речовинами, що утворюються в результаті дії йонізувального випромінення на біохімічні процеси та складові тканини [54].

Хлорофільні аномалії зустрічаються набагато рідше від аномалій геотропізму, які є досить поширеним видом радіоморфозів у насіннєвих паростків рослин. Подібні порушення, здебільшого, обумовлені різною швидкістю поділу та розтягнення ініційних клітин, які формують змінений орган [143].

Найбільшу частку порушень геотропізму насіннєвих паростків очерту імпактних водойм виявлено у вибірках рослин з водойм лівобережної заплави р. Прип'ять – озер Глибоке (73%) та Далеке (55%). У Київському водосховищі кількість порушень геотропізму була меншою у 3–4 рази і становила 17% від усіх аномалій, сумісних з життєздатністю насіння. Всі виявлені аномалії насіннєвих паростків рослин оз. Вербне виявилися виключно порушеннями геотропізму.

Кількість аномалій, сумісних з життєздатністю насіння у рослин з імпактних водойм ЧЗВ, після ТПС зменшилась у 3–4 рази та не перевищувала 20% (рис. 6.2а).

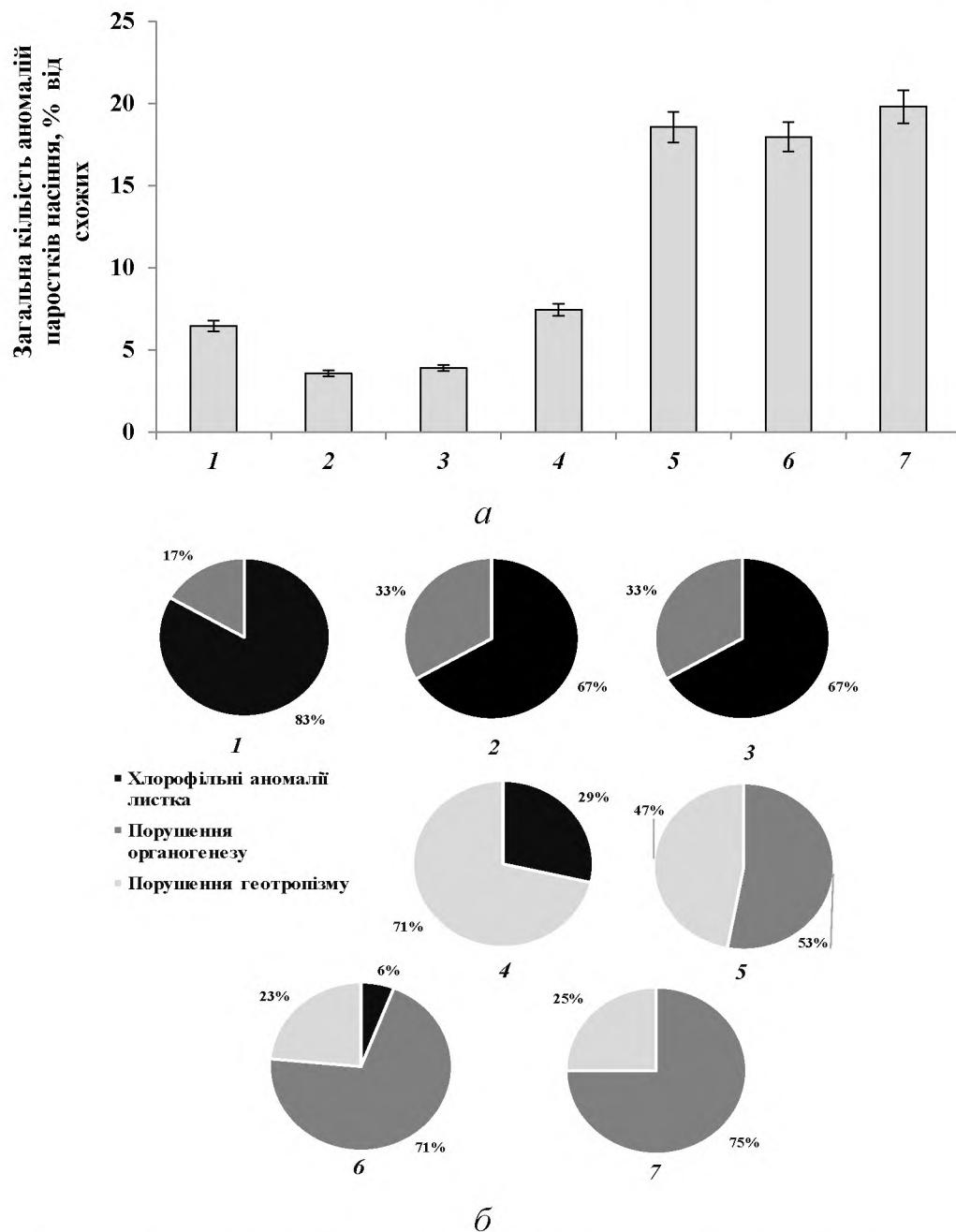


Рис. 6.2. Аномалії паростків, сумісні з життєздатністю насіння очерету звичайного, довгий період спокою. *а* – загальна кількість аномалій паростків, *б* – частка кожного типу аномалій від їх загальної кількості; 1 – оз. Вербне, 2 – Київське водосховище (с. Лютіж), 3 – ВО ЧАЕС, 4 – Янівський затон, 5 – оз. Азбучин, 6 – оз. Далеке, 7 – оз. Глибоке

Частка порушень у насіння рослин, які отримують високу дозу опромінення у озерах Глибоке, Азбучин та Далеке, була подібною та коливалася у межах 18–20% від схожих зернівок.

У вибірках водойм з фоновим радіаційним рівнем ця величина не перевищувала 7%, що у 3 рази менше порівняно з найбільш забрудненими імпактними водоймами (див. рис. 6.2а).

Після збільшення тривалості періоду спокою майже у 4 рази зареєстровано виникнення хлорофільніх аномалій листків у насінневого потомства рослин оз. Вербне, частка яких сягала 83% (рис. 6.2б). У насінневого потомства рослин імпактних водойм з низькою СППБРД кількість хлорофільніх аномалій листка зросла у 6–7 разів. У насінневих паростків рослин водойм з високим дозовим навантаженням, хлорофільні аномалії листка зникли, або їх кількість не перевищувала 6% (див. рис. 6.2б).

Частка порушень органогенезу у насінневого потомства рослин найбільш забруднених імпактних водойм, порівняно з КПС, збільшилася несуттєво та коливалася у діапазоні 40–75%. У насінневих паростків рослин Київського водосховища та оз. Вербне частка цих аномалій майже не змінилася та становила 16 та 17% відповідно.

Частка порушень геотропізму у насінневих паростків рослин після ТПС змінювалася залежно від величини поглиненої дози хронічного опромінення. У насінневих паростків рослин водойм з фоновим радіаційним рівнем та ВО ЧАЕС таких порушень не виявлено. У вибірок насіння очерету з водойм правобережної заплави р. Прип'ять – Янівського затону та оз. Азбучин кількість порушень геотропізму зросла на 39 та 13% відповідно, а у найбільш забруднених водоймах ЧЗВ – зменшилася у 2–3 рази.

За ДГО дозою в 1 Гр загальна кількість аномалій насінневих паростків очерету більшості досліджуваних водойм зменшилася, за виключенням оз. Глибоке. Різниця кількості аномалій на виході становила від кількох відсотків до майже чотирикратного зменшення. У вибірках оз. Глибоке спостерігалося незначне підвищення (на 1%) кількості цих аномалій (рис. 6.3).



Рис. 6.3. Аномалії паростків, сумісні з життєздатністю насіння очерету звичайного, КПС. *K* – контроль, *Onpr.* – після додаткового опромінення дозою в 1 Гр; 1 – Київське водосховище (с. Лютіж), 2 – ВО ЧАЕС, 3 – Янівський затон, 4 – оз. Азбучин, 5 – оз. Далеке, 6 – оз. Глибоке

Частка насіннєвих паростків рослин з хлорофільними аномаліями листка у гостро опромінених зернівок та *K*, зменшувалася від 34 до 8% у градієнті зростання радіонуклідного забруднення водойм, за винятком насіннєвого потомства рослин оз. Глибоке. Всі аномалії у насіннєвих паростків рослин оз. Глибоке були лише хлорофільними аномаліями листка, а після додаткового опромінення дозою 1 Гр їх частка зменшилася на 50%.

Частка порушень органогенезу у насіннєвих паростків рослин досліджуваних водойм, за винятком оз. Глибоке, становила 33–69% а після ДГО – суттєво не змінилася і коливалась в межах 43–60%.

При аналізуванні порушень геотропізму паростків виявлено значну частку аномалій даного типу у насіннєвого потомства очерету усіх досліджуваних водойм. Після ДГО дозою 1 Гр у насіннєвих паростків рослин з фонової водойми та оз. Далеке кількість насіння з порушеннями геотропізму зросла у 2 рази. У насіннєвого потомства рослин з інших водойм ЧЗВ кількість подібних порушень залишилася незмінною.

Для виявлення можливих прихованых порушень насіння рослин імпактних водойм (оз. Глибоке, ВО ЧАЕС) та водойми з фоновим радіаційним рівнем

(оз. Вербне) після проходження КПС проводилося їх додаткове опромінювання дозами 25, 75 та 150 Гр.

Загальна кількість аномалій, сумісних з життєздатністю насіння очерету оз. Вербне з вибірки К за ДГО дозами 25, 75 та 150 Гр – зменшилася з 57 до 39% (рис. 6.4).

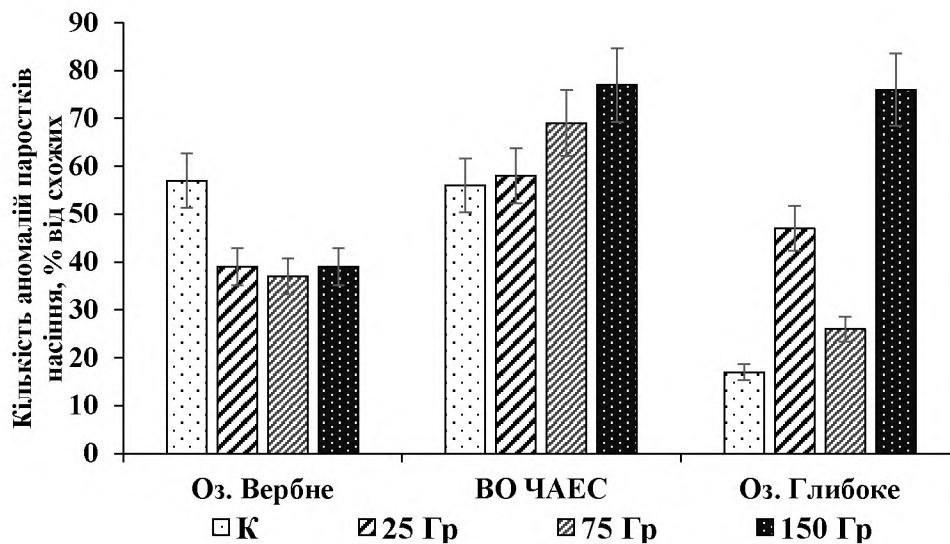


Рис. 6.4. Аномалії паростків, сумісні з життєздатністю насіння очерету за ДГО дозами 25, 75 та 150 Гр порівняно з К, КПС

Частка аномалій насіннєвих паростків очерету з ВО ЧAES при збільшенні дози ДГО до 150 Гр, зростала до максимального значення – 77%. У вибірці з оз. Глибоке загальна кількість аномалій паростків, які сумісні з життєздатністю насіння, змінювалася в залежності від дози: максимальне значення спостерігалося за доз 25 Гр – 46% та 150 Гр – 76%, мінімальні значення – у К (17%) та за дози 75 Гр (26%).

Аномалії, сумісні з життєздатністю насіння, представлені, як і у попередніх дослідах, трьома групами, з яких домінувала – група насіннєвих паростків з аномаліями органогенезу, а групи з хлорофільними аномаліями листка та порушеннями геотропізму були у більшості випадків найменш чисельними (рис. 6.5).

Найменшу частку хлорофільних аномалій листка становить насіннєве потомство рослин з оз. Вербне (рис. 6.5а). Безхлорофільні листки формувалися лише на паростках, насіння яких опромінено дозами 25 та 75 Гр (9 та 11% відповідно).

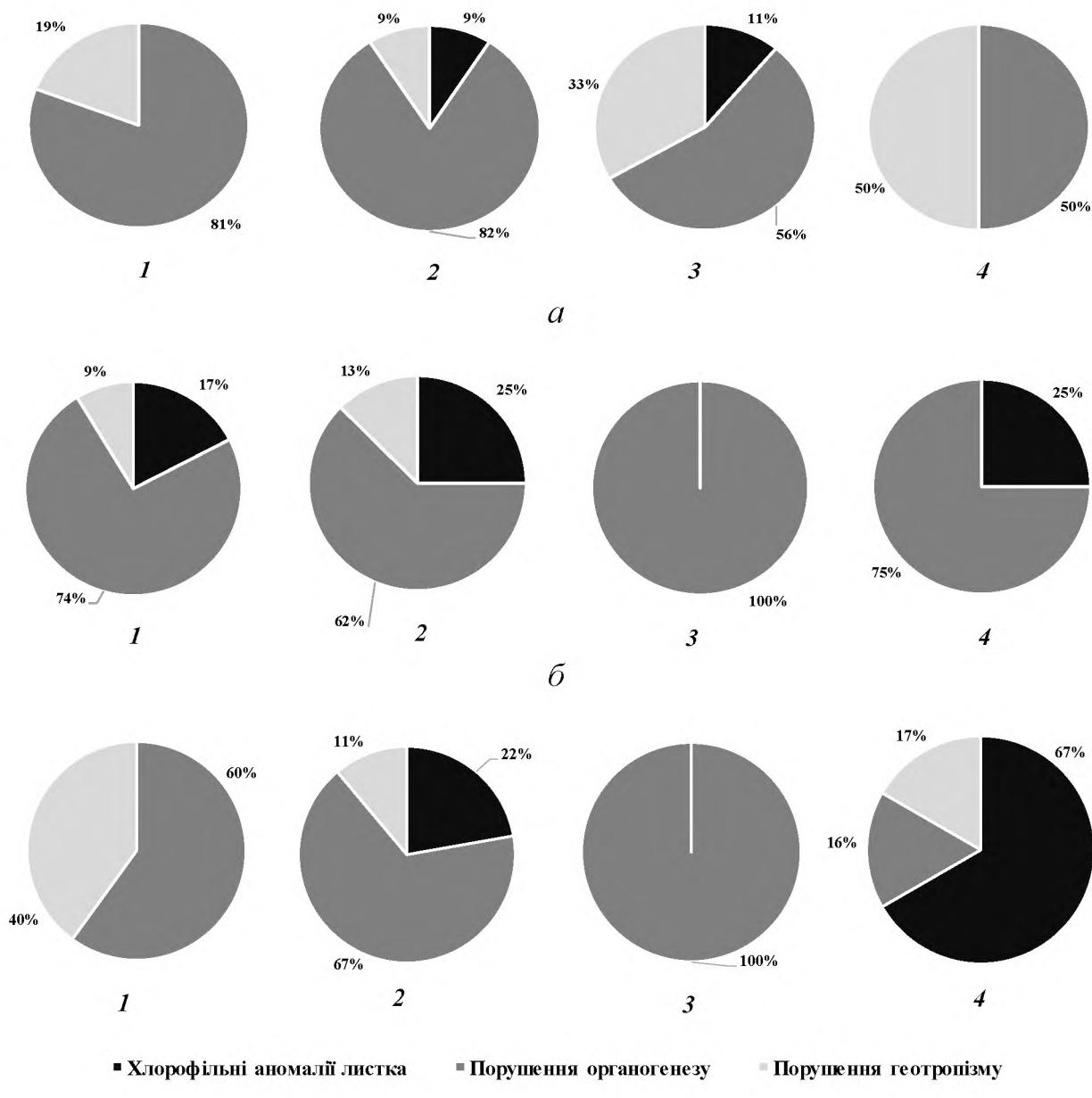


Рис. 6.5. Аномалії паростків, сумісні з життєздатністю насіння очерету звичайного, КПС. *a* – оз. Вербне, *b* – ВО ЧАЕС, *c* – оз. Глибоке; 1 – К, 2 – доза додаткового опромінення 25 Гр, 3 – 75 Гр, 4 – 150 Гр

У насіннєвого потомства рослин з ВО ЧАЕС частка хлорофільних аномалій листків становила 25%, а їх частка у вибірці К – 17%, що вказує на збільшення (+8%) хлорофільних аномалій насіннєвого потомства рослин з ВО ЧАЕС (рис. 6.5б).

Хлорофільні аномалії листків у насіннєвих паростків рослин з оз. Глибоке (рис. 6.5в) виявлено лише за доз ДГО 25 та 150 Гр (22 та 67% відповідно).

Частка порушень органогенезу у насіннєвих паростків рослин оз. Вербне з вибірки К була значною (81%). При збільшенні доз ДГО від 25 до 150 Гр частка аномалій даного типу у насіннєвого потомства очерету зменшилася з 82 до 50% (див. рис. 6.5а). Частка порушень органогенезу у насіннєвих паростків рослин вибірки К з ВО ЧАЕС була меншою порівняно з оз. Вербне та становила 74% (див. рис. 6.5б). За додаткового опромінення дозами 25 та 150 Гр частка аномалій даного типу становила 62 та 75% відповідно. При дозі гострого опромінення 75 Гр порушення органогенезу паростків насіння рослин з ВО ЧАЕС становили 100%. Частка порушень органогенезу у насіннєвого потомства очерету вибірки К оз. Глибоке була меншою порівняно з ВО ЧАЕС і оз. Вербне та становила 60% (див. рис. 6.5в). При додатковому опроміненні дозами 25 та 75 Гр кількість аномалій даного типу у насіннєвого потомства рослин оз. Глибоке зростала до 67 та 100% відповідно, однак за дози у 150 Гр частка порушень органогенезу суттєво знизилася – до 16%.

Частка порушень геотропізму насіннєвих паростків очерету з вибірки К оз. Вербне становила 19% від загальної кількості сумісних з життєздатністю насіння аномалій, а за додаткового опромінення дозами 25 та 75 Гр – частка порушень геотропізму зростала від 9 до 33% відповідно. За дози 150 Гр у половини насіннєвих паростків рослин оз. Вербне визначено порушення геотропізму (рис. 6.5а). Аномалії даного типу у насіннєвих паростків рослин з ВО ЧАЕС були малочисельними та виникали лише у насіннєвого потомства вибірки К (див. рис. 6.5б) після додаткового опромінення дозою 25 Гр (9 та 13% відповідно). Частка порушень геотропізму у насіннєвих паростків рослин оз. Глибоке (К) була значною (40%), але за додаткового опромінення (див. рис. 6.5в) – значно зменшилась – до 11 та 17% (25 та 150 Гр відповідно).

Дослідження аномалій насіннєвого потомства очерету, які виникали у насіннєвого потомства рослин вибірки К, показало, що у всіх трьох водоймах переважали аномалії органогенезу – від 60 до 81%. Порушення геотропізму виникали значно рідше – від 9 до 40%, і тільки у вибірці ВО ЧАЕС були виявлені паростки з хлорофільними аномаліями листка.

На рис. 6.6 наведено залежність виникнення аномалій насіннєвого потомства очерету від поглиненої дози ДГО 25, 75 та 150 Гр.

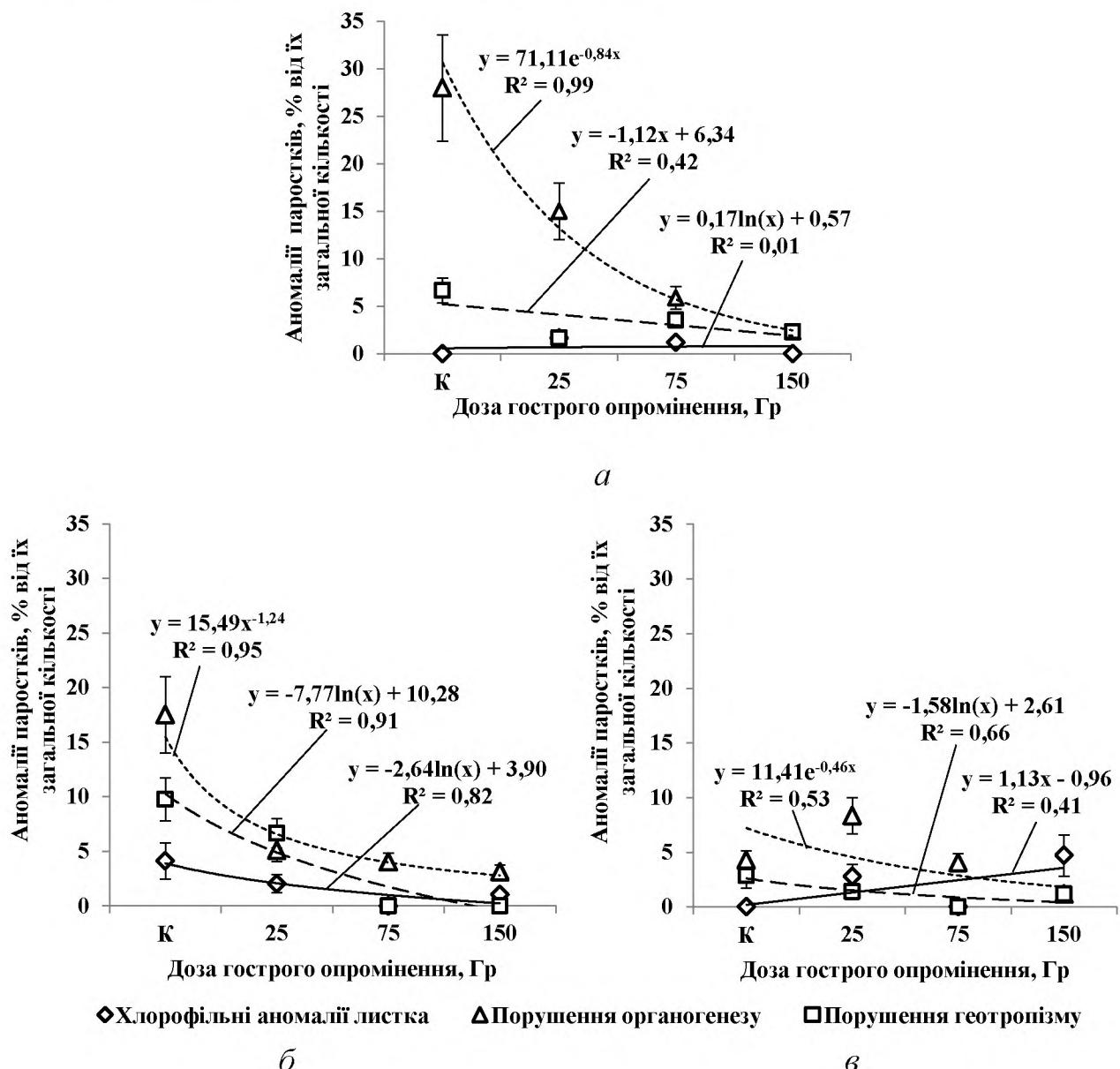


Рис. 6.6. Дозова залежність аномалій, сумісних з життєздатністю насіння очерету звичайного за ДГО, % від схожих зернівок: *a* – оз. Вербне, *b* – ВО ЧАЕС, *c* – оз. Глибоке

Поглинена доза опромінення 25 Гр призвела до виникнення хлорофільних аномалій у вибірках всіх досліджуваних водойм, а у вибірці ВО ЧАЕС спричинила двократне збільшення кількості цих аномалій. Частка порушень органогенезу залишалася незмінною у вибірці фонової водойми, а у вибірках імпактних водойм –

складала майже 2/3 від загальної кількості аномалій. Порушення геотропізму були майже однаковими у вибірках усіх водойм.

Опромінення дозою 75 Гр призвело до повного зникнення хлорофільних аномалій листка та аномалій геотропізму паростків у вибірках імпактних водойм, а у вибірці референтної водойми збільшило аномалії геотропізму паростків майже у 2,5 рази.

При опроміненні дозою 150 Гр кількість аномалій у 3-х вибірках значно відрізнялася. У вибірці з водойми з фоновим радіаційним рівнем кількість аномалій органогенезу та геотропізму була однаковою, а у вибірці з ВО ЧАЕС 1/3 припадала на хлорофільні аномалії листка, а 2/3 – на порушення органогенезу паростків. У вибірці оз. Глибоке було виявлено усі 3 типи аномалій. Частка порушення органогенезу та геотропізму була рівнозначною, а частка хлорофільних аномалій складала 67% від загальної кількості аномалій.

Виникнення порушень органогенезу насіннєвих паростків очерету оз. Вербне характеризувалося оберненою експоненційною дозовою залежністю ($R^2 = 0,99$), на відміну від інших типів аномалій, для яких дозова залежність була слабкою.

Дослідження вибірки насіння рослин з ВО ЧАЕС показало, що аномалії усіх трьох досліджуваних груп вірогідно залежали від дози ДГО ($R^2 = 0,82–0,95$) та пов’язані з дозою оберненою степеневою та логарифмічною залежністю.

Виявлені дозові залежності виникнення аномалій насіннєвих паростків очерету з оз. Глибоке характерні лише для порушень органогенезу та геотропізму, однак вони є незначними та менш вірогідними порівняно з ВО ЧАЕС – $R^2 = 0,53$ та 0,66 відповідно.

6.2. Некрози коренів

Результати дослідження виникнення некрозів кореня у насіннєвого потомства очерету звичайного після КПС та ТПС наведено на рис. 6.7

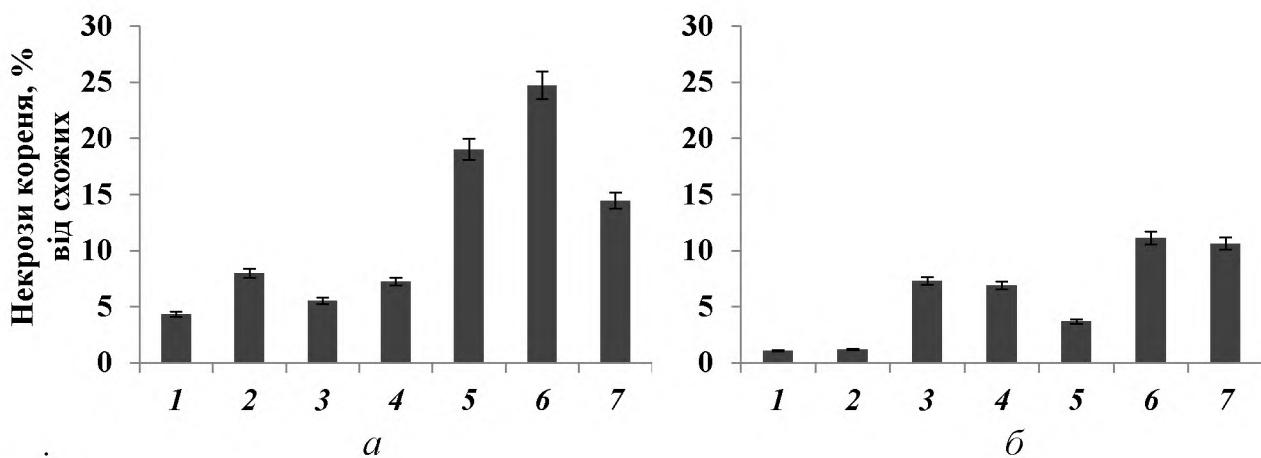


Рис. 6.7. Некрози коренів насіннєвих паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення, % від схожих. *a* – КПС, *б* – ТПС. 1 – оз. Вербне, 2 – Київське водосховище (с. Лютіж), 3 – ВО ЧАЕС, 4 – Янівський затон, 5 – оз. Азбучин, *б* – оз. Далеке, 7 – оз. Глибоке

Найбільшу частку некрозів кореня – від 14–25% після КПС, виявлено у насіннєвих паростків рослин з найбільш забруднених радіонуклідами водойм ЧЗВ. Суттєво менше некрозів кореня зафіксовано у насіннєвих паростках рослин з Янівського затону та ВО ЧАЕС – 7 та 6% відповідно. Частка некрозів коренів у насіннєвих паростків рослин з Київського водосховища (поблизу с. Лютіж) та оз. Вербне відповідно становила 8 та 4% (див. рис. 6.7).

Після ТПС кількість некрозів кореня у насіннєвих паростків рослин імпактних водойм, за винятком ВО ЧАЕС, помітно зменшилася та становила 4–11%. У насіннєвих паростків рослин з референтних водойм даний показник не перевищував 1%. З літературних джерел відомо, що некрози кореня та сім'ядолі у насіннєвих паростків вищих рослин, можуть бути генетично обумовленими [173, 174]. Доведено, що виникнення некрозів коренів у насіннєвих паростків арабідопсиса [173] пов’язано з інсерцією певної ділянки ДНК. Тому, збільшення тривалості періоду спокою імовірно може призвести до елімінації генетичних пошкоджень у зародків очерету.

ДГО насіннєвого потомства очерету з імпактних водойм дозою 1 Гр призвело до зменшення кількості некрозів кореня у насіннєвих паростків у деяких випадках у 5 разів, а опромінення насіннєвого потомства рослин водойми з фоновим радіаційним

рівнем призвело до збільшення кількості насіннєвих паростків з некрозами кореня майже у 2 рази (табл. 6.1).

Результати аналізу виникнення некрозів кореня у насіннєвих паростків очерету звичайного, після ДГО дозами 25, 75 та 150 Гр, вказують на зростання кількості насіннєвих паростків з некрозами кореня в усіх вибірках у градієнті зростання доз (рис. 6.8).

За підвищення дози ДГО кількість насіннєвих паростків з некрозами кореня у насіннєвого потомства очерету з оз. Вербне зросла майже на 26% порівняно з К, а у вибірках насіння рослин з ВО ЧАЕС – досліджуваний показник збільшився майже на 35% порівняно з К.

У вибірці К насіннєвих паростків рослин з оз. Глибоке частка некрозів кореня була мінімальною та становила 16%, а після ДГО дозою 150 Гр вона зросла більше ніж у 4 рази – до 68% (рис. 6.8).

Таблиця 6.1

Некрози кореня насіннєвих паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення, КПС, % від схожих

Водойма	Некрози кореня, %	
	К	Опромінені
оз. Глибоке	5	-
оз. Далеке	10	15
оз. Азбучин	14	6
Янівський затон	22	15
ВО ЧАЕС	25	7
Київське водосховище (с. Лютіж)	9	15

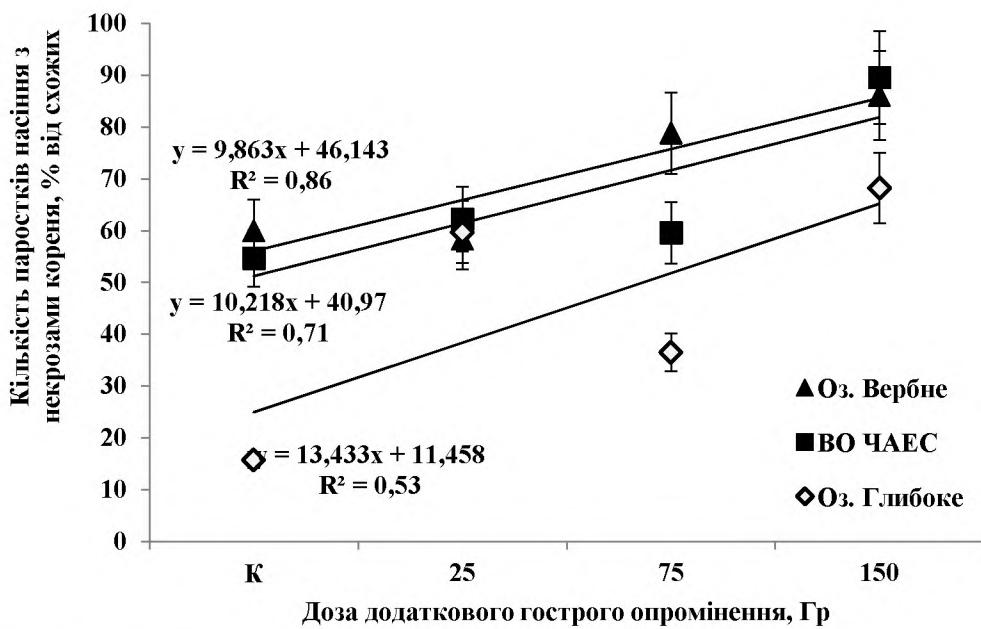


Рис. 6.8. Залежність виникнення некрозів кореня у насіннєвих паростків очерету від поглиненої дози ДГО

Таким чином, у насіннєвого потомства рослин всіх досліджуваних водойм найвищий відсоток насіннєвих паростків з некрозами кореня спостерігався за дози ДГО 150 Гр та становив 60–90%. За ДГО у насіннєвого потомства рослин з оз. Глибоке, де СППБРД хронічного опромінення є найвищою порівняно з іншими водоймами ЧЗВ, кількість насіннєвих паростків з некрозами коренів була найменшою та змінювалась від 16 до 70% у порівнянні з іншими вибірками, де діапазон змін становив 55–90%.

6.3. Аналіз кореляційних залежностей досліджуваних показників та доз

Результати дослідження кореляційного зв’язку аномалій насіннєвих паростків очерету та дози ДГО наведено в табл. 6.2. Розраховано від’ємний коефіцієнт кореляції між загальною кількістю аномалій насіннєвих паростків рослин з оз. Вербне та дозою додаткового опромінення ($r = -0,62; P < 0,70$). У насіннєвого потомства рослин з ВО ЧАЕС та оз. Глибоке такий зв’язок був позитивним ($r = 0,99$ та $0,80$ відповідно, $P < 0,99$).

Таблиця 6.2

Кореляція r між аномаліями насіннєвих паростків очерету звичайного та дозою додаткового гострого у 25, 75 та 150 Гр, КПС

Група аномалій*	Водойма	r	t_{st}	Рівні значущості P								P , за яких r вірогідне
				0,60	0,70	0,80	0,90	0,95	0,99	0,999		
				t_{st} табл.								
1	Оз. Вербне	-0,62	-1,11	1,06	1,39	1,89	2,92	4,30	9,92	31,60	$P < 0,70$	
	ВО ЧАЕС	0,99	8,58									$P < 0,99$
	Оз. Глибоке	0,80	1,87									$P < 0,80$
2	Оз. Вербне	-0,29	-0,42	1,06	1,39	1,89	2,92	4,30	9,92	31,60	Зв'язок слабкий	
	ВО ЧАЕС	-0,70	-1,37									$P < 0,70$
	Оз. Глибоке	0,67	1,29									$P < 0,70$
3	Оз. Вербне	-0,90	-2,85	1,06	1,39	1,89	2,92	4,30	9,92	31,60	$P < 0,90$	
	ВО ЧАЕС	-0,72	-1,45									$P < 0,80$
	Оз. Глибоке	-0,73	-1,51									$P < 0,80$
4	Оз. Вербне	-0,53	-0,87	1,06	1,39	1,89	2,92	4,30	9,92	31,60	$P < 0,60$	
	ВО ЧАЕС	-0,85	-2,32									$P < 0,90$
	Оз. Глибоке	-0,55	-0,93									$P < 0,60$
5	Оз. Вербне	0,94	4,01	1,06	1,39	1,89	2,92	4,30	9,92	31,60	$P < 0,95$	
	ВО ЧАЕС	0,91	3,10									$P < 0,95$
	Оз. Глибоке	0,68	1,32									$P < 0,70$

Примітка:

*Групи аномалій насіннєвих паростків:

1 – загальна кількість аномалій, сумісних з життєздатністю насіння;

2 – хлорофільні аномалії листка;

3 – порушення органогенезу;

4 – порушення геотропізму;

5 – некрози коренів (% від схожих);

t_{st} – критерій Стьюдента розрахований

Кореляційного зв'язку між хлорофільними аномаліями насіннєвих паростків рослин оз. Вербне та дозою ДГО не виявлено ($r = -0,29$). Вірогідний від'ємний кореляційний зв'язок хлорофільних аномалій листка ($r = -0,70$) у насіннєвих паростків ВО ЧАЕС виявлено за рівнів значущості $P < 0,70$. У оз. Глибоке досліджуваний зв'язок був позитивним ($r = 0,67$; $P < 0,70$).

Виявлено вірогідну обернену дозову залежність порушень органогенезу насіннєвих паростків рослин з усіх досліджуваних водойм ($r = -0,90 - -0,72$; $P < 0,90$).

Досліження порушень геотропізму у насіннєвих паростків очерету показало (див. табл. 6.2) також обернений кореляційний зв'язок аномалій даного типу з дозою ДГО ($r = -0,53 - -0,85$; $P < 0,90$).

Такі відмінності у виникненні аномалій різних типів, ймовірно, зумовлені особливостями зміни виживаності насіннєвих паростків рослин досліджуваних водойм за додаткового опромінення (табл. 6.3).

Таблиця 6.3

Виживаність насіннєвих паростків очерету за ДГО дозами 25, 75 та 150 Гр, КПС

Доза додаткового опромінення, Гр	Водойма		
	Оз. Вербне	ВО ЧАЕС	Оз. Глибоке
K	28	42	90
25	28	31	54
75	4	5	36
150	2	7	27

Розраховано кореляційний зв'язок між виживаністю насіннєвих паростків очерету звичайного та аномаліями, сумісними з життєздатністю насіння очерету (табл. 6.4).

Таблиця 6.4

Кореляційний зв'язок між виживаністю насіннєвих паростків очерету звичайного та аномаліями різних типів за ДГО дозами 25, 75 та 150 Гр, КПС

Тип аномалій	Водойма	Оз. Вербне	ВО ЧАЕС	Оз. Глибоке
Коефіцієнт кореляції r				
Хлорофільні аномалії листка	0,19	0,95	-0,58	
Порушення органогенезу	0,88	0,83	0,37	
Порушення геотропізму	0,32	0,98	0,85	
Некрози коренів	-0,98	-0,55	-0,77	

Встановлено вірогідну позитивну кореляцію між виживаністю насіннєвих паростків очерету та порушеннями органогенезу насіннєвого потомства рослин з фонової водойми ($r = 0,88; P < 0,90$), на відміну від хлорофільних аномалій листка та порушень геотропізму ($r = 0,19$ та $0,32$ відповідно). У насіннєвих паростків рослин з ВО ЧАЕС виявлено вірогідну позитивну кореляцію аномалій всіх типів з виживаністю паростків ($r = 0,83\text{--}0,98; P < 0,99$). З вибірки оз. Глибоке подібний зв'язок виявлений лише при порушеннях геотропізму паростків ($r = 0,85; P < 0,80$), однак коефіцієнт кореляції хлорофільних аномалій листка з виживаністю насіннєвих паростків був відємним ($r = -0,58; P < 0,70$).

При порівняльному аналізі аномалій розвитку насіннєвих паростків очерету звичайного з імпактних водойм, що пройшли КПС та ТПС, виявлено зменшення кількості аномальних паростків за збільшення тривалості періоду спокою. Кількість

порушень, які не призвели до загибелі насіннєвого потомства, після ТПС в середньому зменшилася на 50%, а кількість некрозів коренів – на 13%.

Кількість аномалій, які не впливали на життєздатність насіння очерету з досліджуваних водойм, за винятком оз. Глибоке, за ДГО дозою в 1 Гр, зменшилася – у деяких випадках майже в 4 рази. У насіннєвого потомства рослин з оз. Глибоке, де СППБРД є найвищою, кількість подібних аномалій збільшилася лише на 1%.

Для насіннєвого потомства рослин досліджуваних водойм, яке знаходилося у короткому та довгому періодах спокою, коефіцієнт кореляції $|r|$ між дозою внутрішнього опромінення та виникненням аномалій не перевищував 0,60, а за додаткового опромінення дозою в 1 Гр – 0,70 (додаток Б).

У більшості насіннєвих паростків очерету з оз. Вербне та ВО ЧАЕС, за ДГО дозами 25, 75 та 150 Гр, виникали переважно аномалії органогенезу, частка яких становила понад 50 та 62% від загальної кількості аномалій, сумісних з життєздатністю насіння. У насіннєвого потомства рослин оз. Глибоке, за дози опромінення 150 Гр, виявлено значну частку хлорофільних аномалій листка – 67%.

У насіннєвого потомства рослин з ВО ЧАЕС та оз. Глибоке загальна кількість аномалій, при збільшенні дози ДГО з 25 до 75 та 150 Гр, вірогідно зростала ($r = 0,99$ та $0,80$ відповідно; $P < 0,99$). Однак кореляційний зв'язок більшості окремих аномалій з дозою додаткового опромінення, які не впливали на його життєздатність, був від'ємним ($|r| \leq -0,90$; $P < 0,90$) або слабким ($|r| = 0,29$).

Аналіз виникнення не сумісних з життям аномалій насіннєвих паростків, а саме некрозів зародкового кореня, показав, що найбільш суттєво ДГО впливало на відмирання кореня у насіннєвих паростків рослин оз. Вербне з фоновим радіаційним рівнем ($r = 0,94$; $P < 0,95$) та ВО ЧАЕС ($r = 0,91$; $P < 0,95$). Для вибірки насіння з оз. Глибоке, в якому батьківські рослини очерету зазнають тривалого опромінення з високою потужністю дози такий зв'язок був слабшим ($r = 0,68$; $P < 0,70$). Дано закономірність, ймовірно свідчить про вищу радіостійкість насіннєвого потомства рослин оз. Глибоке у порівнянні з оз. Вербне та ВО ЧАЕС.

Зниження виживаності насіннєвих паростків очерету досліджуваних водойм, зі збільшенням дози ДГО, характеризується прямим зв'язком з більшістю аномалій, які

сумісні з життєздатністю насіння ($r \leq 0,98; P < 0,99$), крім хлорофільних аномалій листка у вибірки з оз. Глибоке ($r = -0,58; P < 0,70$).

Для насінневого потомства рослин з усіх досліджуваних водойм встановлено очікувану негативну кореляцію між виживаністю паростків та некрозами зародкових коренів насіннєвих паростків ($r = -0,55 - -0,98; P < 0,99$).

ЗАКЛЮЧЕННЯ

Камерні моделі поведінки ^{90}Sr та ^{137}Cs в абіотичних та біотичних компонентах озер Глибоке та Далеке ЧЗВ протягом 20-річного періоду після 2000-го року показали, що понад 70% запасу радіонуклідів у озерних екосистемах припадає на донні відклади, де основним чинником, який обумовлює зменшення їх вмісту, є природний розпад.

Дослідження динаміки активності радіонуклідів у товщі води та фітомасі очерту звичайного в озерах Глибоке та Далеке ЧЗВ показало чітко виражені 2 періоди перерозподілу радіонуклідів між компонентами озерних екосистем – період «інтенсивних змін» та період «динамічної рівноваги».

Протягом періоду «інтенсивних змін» спостерігалося суттєве зниження частки активності радіонуклідів у водному середовищі озер, що обумовлено накопиченням радіонуклідів, особливо ^{137}Cs , у повітряно-водяних рослинах, депонуванням радіонуклідів у донних відкладах та розпадом ^{90}Sr та ^{137}Cs .

У цей період вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді оз. Глибоке знижувався у 2 та 5 разів інтенсивніше, порівняно з оз. Далеке. Суттєву роль при цьому відігравала більша швидкість водообміну в екосистемі оз. Глибоке.

Активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у фітомасі очерту звичайного в оз. Глибоке протягом періоду «інтенсивних змін», порівняно з початковими умовами, зростала в 6 та 10 разів, в оз. Далеке – у 10 та 20 разів, відповідно.

Аналіз стійкості створених камерних моделей поведінки ^{90}Sr та ^{137}Cs в абіотичних та біотичних компонентах озер Глибоке та Далеке показав, що дані моделі є стійкими, розрахункові значення коренів характеристичних багаточленів матриць диференційних рівнянь становлять -0,02 – -0,57.

Дослідження показників життєздатності насіннєвого потомства очерту звичайного, на ранніх стадіях онтогенезу та за різних режимів йонізувального опромінення, дає змогу визначити фізіологічні та/або морфологічні процеси, які виникають у найбільш чутливих структурах рослин як реакція біоти на дію

випромінення за різної тривалості періоду спокою. На основі отриманих даних визначено, що такими процесами є проростання насіння, загибель паростків, ріст зародкового кореня та листка, органогенез паростків та відмирання коренів.

Схожість насіння очерету імпактних водойм, після КПС, була, у середньому, на 25% нижчою порівняно з вибірками референтних водойм, а енергія проростання насіння очерету імпактних водойм, після КПС була нижчою порівняно з вибірками референтних водойм – в середньому у 2 рази. Однак після ТПС схожість, та енергія проростання насіння рослин імпактних водойм буливищими порівняно з вибірками референтних водойм відповідно на 13 та 8%. Загалом, збільшення періоду спокою зернівок у 4 рази призводило до збільшення схожості та енергії проростання насіння рослин імпактних водойм порівняно з референтними вибірками майже вдвічі.

Динаміка схожості насіння очерету за КПС, у градієнті зростання потужності поглиненої батьківськими рослинами дози, різна. У водоймах з фоновим радіаційним рівнем крива схожості насіння рослин була s-подібною – класичною, а у імпактних водоймах – логарифмічною чи лінійною. При збільшенні тривалості періоду спокою у 4 рази крива динаміки схожості насіння рослин з водойм з фоновим радіаційним рівнем, які є найменш забрудненими радіонуклідами була лінійною. Тривалість періоду схожості насіння рослин імпактних водойм після короткого та триівного періодів спокою була вищою від тривалості періоду схожості насіння рослин з референтних водойм у 3–4 та 2–2,5 рази, відповідно.

За ДГО дозами 25, 75 та 150 Гр схожість насіння очерету з оз. Вербне змінювалася хвилеподібно та становила 43–85%. Діапазон змін даного показника становив 42%, що майже у 14 разів більше порівняно з ВО ЧАЕС. У оз Глибоке за дози 150 Гр схожість зросла на 15% порівняно з К, що майже у 3 рази менше за діапазон змін схожості насіння рослин з оз. Вербне.

Діапазон змін енергії проростання насіння вибірки оз. Вербне становив 57%, що у 2,5 рази більше діапазону вибірки ВО ЧАЕС, а діапазон змін енергії проростання насіння вибірки оз. Глибоке був у 4 рази менший.

Вплив хронічного йонізувального опромінення на виживаність насінневих паростків очерету за різної тривалості періоду спокою проявлявся по-різному.

Виживаність насіннєвих паростків очерету у градієнті збільшення потужності поглиненої батьківськими рослинами дози, після КПС, у середньому знижувалася на 50%, а після тривалого – на 11%.

Виявлено 7-кратне та 14-кратне зниження виживаності насіннєвих паростків рослин оз. Вербне за ДГО насіння рослин дозами 75 та 150 Гр порівняно з К та дозою у 25 Гр – після КПС. У вибірці ВО ЧАЕС така різниця була меншою – виживаність знижувалася у 4–6 разів. Виживаність насіннєвих паростків рослин оз. Глибоке за дози додаткового опромінення 150 Гр знижувалася у 3 рази порівняно К.

Встановлено, що у насіння рослин водойм з фоновим радіаційним рівнем, після КПС, довжина кореня в середньому була більшою у 2 рази, а листка – у 1,6, порівняно з вибірками імпактних водойм. Після ТПС така різниця зменшувалася до декількох відсотків, а в окремих випадках довжина кореня та листка насіннєвих паростків імпактних водойм перевищувала аналогічні показники у вибірок референтних водойм.

Динаміка росту кореня та листка насіннєвих паростків очерету оз. Вербне після КПС, за додаткового опромінення дозами 25, 75 та 150 Гр, характеризувалася вірогідною лінійною залежністю ($R^2 = 0,75\text{--}0,99$). Виявлену вірогідну обернену лінійну дозову залежність показника довжини кореня та листка насіннєвих паростків очерету ($R^2 = 0,99$ та $0,87$ відповідно) підтверджено від'ємним коефіцієнтом кореляції ($r = -0,995$ та $-0,94$ відповідно). Досліджуваним лінійним показникам росту кореня та листка насіннєвих паростків рослин імпактних водойм притаманна вірогідна експоненційна динаміка росту ($R^2 = 0,91\text{--}0,999$), обернена експоненційна дозова залежність ($R^2 = 0,72\text{--}0,92$) підтверджена від'ємним кореляційним зв'язком ($r = -0,80$ – $-0,93$).

Порушення органогенезу паростків були найбільш типовими аномаліями розвитку насіннєвого потомства очерету з водойм ЧЗВ. Частка аномалій даного типу сягала 63 та 75% від усіх аномалій, сумісних з життєздатністю насіння за КПС, та ТПС відповідно.

При ДГО дозами 25, 75 та 150 Гр спостерігалася вірогідна обернена дозова залежність аномалій даного типу у насіння очерету референтної водойми – оз. Вербне

та ВО ЧАЕС – $R^2 = 0,99$ та $0,95$, відповідно. У вибірках оз. Глибоке така залежність була набагато слабшою – $R^2 = 0,53$.

За КПС у насіннєвого потомства очерету спостерігалося значне збільшення кількості некрозів коренів у градієнті зростання потужності поглиненої батьківськими рослинами дози. У насіннєвих паростків рослин імпактних водойм кількість таких порушень досягла 5-кратного перевищення порівняно з референтними водоймами, а після ТПС – 10-кратного. При цьому, за збільшення тривалості періоду спокою у 4 рази, кількість некрозів кореня у насіннєвих паростків імпактних, та референтних водойм, зменшилася у 2 та 5 разів відповідно.

Вірогідні прямі дозові залежності утворення некрозів кореня у насіннєвих паростків рослин з оз. Вербне та ВО ЧАЕС ($R^2 = 0,86$ та $0,71$ відповідно) підтверджено високим коефіцієнтом кореляції $r = 0,94$ та $0,91$ відповідно ($P < 0,95$). У насіннєвого потомства рослин з оз. Глибоке такий зв'язок був суттєво слабшим – $R^2 = 0,53$; $r = 0,68$ за $P < 0,70$.

Таким чином, на основі результатів аналізу комплексу досліджуваних показників встановлено, що на життєздатність насіннєвого потомства очерету впливає тривалість періоду спокою, та режим йонізувального опромінення. При цьому насіннєве потомство рослин, які зазнають значних радіаційних навантажень, характеризується вищою радіостійкістю та є менш радіочутливим порівняно з референтними вибірками.

ВИСНОВКИ

На підставі дослідження життєздатності, особливостей росту і морфологічних порушень у насіннєвого потомства очерету звичайного водойм Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) за різної тривалості періоду спокою, а також додаткового гострого опромінення, та з урахуванням результатів моделювання динаміки накопичення очеретом радіонуклідів стронцію та цезію, встановлено, що тривале низькоінтенсивне йонізувальне опромінення викликає численні порушення раннього онтогенезу рослини.

1. Моделювання динаміки розподілу ^{90}Sr та ^{137}Cs між абіотичними та біотичними компонентами озерних екосистем ЧЗВ свідчить про наявність двох часових періодів – періоду «інтенсивних змін» та періоду «динамічної рівноваги», середньою тривалістю 5 та 15 років, відповідно. Протягом першого періоду рослини накопичують майже половину від розрахованого за 20 модельних років вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs . У період динамічної рівноваги активність радіонуклідів у біомасі рослин змінюється повільно. Отримані моделі є стійкими.

2. Для насіннєвого потомства очерету звичайного з водойм ЧЗВ встановлено дозозалежне зменшення показників життєздатності в діапазоні потужності поглиненої дози опромінення батьківських рослин 0,03–34,0 мкГр/год. Показники схожості та життєздатності насіння рослин з водойм ЧЗВ у середньому були нижчими у 1,4 та 1,8 разів, а показники енергії проростання та виживаності паростків – у 2 та 1,2 рази, відповідно, за аналогічні показники насіння рослин з референтних водойм.

3. Збільшення тривалості періоду спокою зернівок очерету звичайного з 30 до 160 діб супроводжувалось відновленням життєздатності насіннєвого потомства рослин з водойм ЧЗВ. Схожість та енергія проростання насіння рослин з водойм ЧЗВ у середньому зростали на 10 та 15%, на відміну від зниження на 28 та 32% у референтних вибірках. Період схожості скоротився у 3,0 та 1,5 рази, відповідно. Виживаність паростків зростала на 4–28% у водоймах ЧЗВ та на 10–22% у референтних водоймах.

4. Після тривалого періоду спокою кількість аномалій життєздатних паростків та некрозів коренів паростків рослин водойм ЧЗВ знизилася у середньому в 5 та 2 рази, відповідно, тоді як кількість аномалій насіннєвих паростків рослин з референтних водойм практично не змінилася, а кількість некрозів коренів зменшилася у 5 разів. За потужності поглиненої дози 5,8–34 мкГр/год кількість порушень органогенезу паростків у середньому вдвічі зменшилася, однак їх частка від загальної кількості порушень зросла у 2 рази. За найвищих потужностей доз у 10 та 34 мкГр/год кількість порушень геотропізму зменшилася в 4 рази, а їх частка від загальної кількості аномалій – у 2–3 рази.

5. Довжина коренів насіннєвих паростків рослин з водойм ЧЗВ після додаткового гострого опромінення у дозі 1 Гр в середньому збільшилася на 19% у порівнянні з контрольними неопроміненими паростками. У референтних вибірках більш чутливими до дії додаткового опромінення був показник довжини листків, що збільшувався у середньому на 14% у порівнянні з неопроміненим контролем.

6. Додаткове опромінення насінин рослин з водойм ЧЗВ у дозах 25, 75 та 150 Гр спричиняло зменшення довжини коренів та листків на 40%, а їх активний ріст починався на 7 діб пізніше порівняно з контролем. У насіннєвих паростків рослин референтної водойми такої затримки не виявлено, а довжина коренів і листків у середньому зменшилася на 30%. Динаміка росту коренів та листків насіннєвих паростків рослин з референтної водойми характеризувалася вірогідною лінійною ($p = 0,05–0,22$), а з водойм ЧЗВ – експоненційною кривою ($p = 0,008–0,14$).

7. Кількість морфологічних аномалій насіннєвих паростків очерету звичайного з водойм ЧЗВ в середньому у 13 разів перевищувала референтні вибірки, переважно за рахунок порушень органогенезу та геотропізму, частка яких сягала, відповідно, 63 та 73% від загальної кількості аномалій, на відміну від референтної вибірки, де загальна кількість аномалій паростків не перевищувала 5%, в основному за рахунок порушень геотропізму та хлорофільних аномалій листків.

8. Насіннєве потомство очерету з водойм ЧЗВ характеризувалося підвищеннем стійкості до додаткового гострого опромінення у градієнті зростання потужності поглиненої хронічної дози на батьківські рослини у діапазоні 1,9–

34,0 мкГр/год. За зростання дози додаткового опромінення з 25 до 150 Гр, при потужностях поглиненої дози хронічного опромінення 1,9 та 34 мкГр/год, виживаність насіннєвих паростків очерету звичайного з водойм ЧЗВ знизилась у 6 та 3 рази, відповідно, а з референтної водойми – у 14 разів.

9. Хронічне радіонуклідне забруднення водойм ЧЗВ призводить до порушень у розвитку насіннєвого потомства очерету звичайного на ранніх стадіях онтогенезу. Виживаність насіннєвих паростків, морфометричні показники динаміки росту коренів та листків, загальна кількість порушень життєздатних паростків вірогідно відображають вплив радіаційного чинника на очерет звичайний і можуть бути рекомендовані для оцінки ураження рослин очерету звичайного за умов хронічного впливу йонізувального опромінення у забруднених радіонуклідами водоймах.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абагян А. А., Асмолов В. Г., Гуськова А. К. и др. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ. *Атом. энергия*. 1986. Т. 61. Вып. 5. С. 301–320.
2. Абрамов В. И., Динева С. В., Рубанович А. В., Шевченко В. А. Генетические последствия радиоактивного загрязнения популяций *Arabidopsis thaliana*, произрастающих в 30-километровой зоне аварии на ЧАЭС. *Радиационная биология. Радиэкология*. 1995. Т. 35. № 5. С. 670–689.
3. Айвазян С. А. Многомерный статистический анализ. *Математическая энциклопедия*. М., 1982. Т. 3. С. 731–738.
4. Айвазян С. А., Енюков И. С., Мешалкин Л. Д. Прикладная статистика: Исследование зависимостей. *Справ. изд.* / под ред. С. А. Айвазяна. М.: Финансы и статистика, 1985. 487 с.
5. Айвазян С. А., Енюков И. С., Мешалкин Л. Д. Прикладная статистика: Основы моделирования и первичная обработка данных. *Справочное издание* / под ред. С. А. Айвазяна. М.: Финансы и статистика, 1983. 471 с.
6. Андерсон Т. Введение в многомерный статистический анализ / пер. с англ. Ю. Ф. Кичатова, Е. С. Кочеткова, Н. С. Райбмана; под ред. Б.В. Гнеденко. М.: Физматгиз, 1963. 500 с.
7. Антонова Е. В., Каримуллина Э. М., Позолотина В. Н. Внутривидовая изменчивость дремы белой в градиенте радионуклидного загрязнения ВУРСа. *Экология*. 2013. № 1. С. 20–29.
8. Афанасьева О. А., Багацька Т. С., Оляницька Л. Г. та ін. Екологічний стан київських водойм. К.: Фітосоціоцентр, 2010. 256 с.
9. Балога В.І., Холоша В.І., Євдін О.М. та ін. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. К.: Атіка, 2006. 224 с.
10. Баранов А. В., Левин В. И. Влияние радионуклидного загрязнения среды на фазы прорастания высших растений. *Медико-биологические проблемы*

противолучевой и противохимической защиты: материалы научной конференции (СПб., Российская Федерация, май-июнь 2004 г.). СПб.: Фолиант, 2004. С. 53–54.

11. Барсегян А. М., Хурмудян П. А. Некоторые экологические особенности тростника обыкновенного (*Phragmites communis* Trin.), произрастающего на обнаженных грунтах озера Севан. *Бiol. Журн. Армении*. 1969. Т. 22. № 5. С. 74–85.
12. Барьяхтар В. Г. Чернобыльская катастрофа. К.: Наук. думка, 1995. 560 с.
13. Беляев В. В. Моделирование процессов водного выщелачивания радионуклидов из водных растений. *Ядерна фізика та енергетика*. 2010. Т. 11. №3. С. 289–293.
14. Беляєв В. В. Накопичення та виведення цезію-137 з організму гідробіонтів: автореферат дис. ... канд. Biol. наук. К., 2001. 18 с.
15. Беляєв В. В. Формування дози опромінення очерету звичайного за умов водойми-охолоджувача ЧАЕС. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: «Гідроекологія»*. 2010. №2 (43). С. 20–23.
16. Бендат Дж., Пирсол А. Применение корреляционного и спектрального анализа. М.: Мир, 1979. 311 с.
17. Березина Н. М. Предпосевное облучение семян сельскохозяйственных растений. М.: Атомиздат, 1964. 212 с.
18. Бессонов Б. И., Бельчева Н. Н., Саенко Т. Н. и др. Светоиндуцирование изменения в обмене веществ $H^{14}CO_3^-$, ^{22}Na , $^{32}PO_4^{3-}$, $^{35}SO_4^{2-}$, $^{45}Ca^{2+}$, $^{59}Fe^{3+}$, $^{131}I^-$ между морской водой и таломом водорослей. *Труды международного симпозиума «Взаимодействие между водой и веществом»*. М.: Наука, 1979. Т. 1. С. 103–107.
19. Боченин В. Ф., Чеботина М. Я., Фелинская В. Ю. Влияние света на поглощение радиоизотопов пресноводными растениями. *Труды Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР*. 1978. Вып. 110. С. 3–7.
20. Бреславец Л. П. Растения и лучи рентгена. Л.: Изд-во АН СССР, 1946. 194 с.

21. Быков В. К., Михайлова В. М., Демидовская Л. Ф. Тростник: Материалы по биологии, экологии и использованию тростника обыкновенного в Казахстане. *Tr. Ин-та ботаники АН КазССР.* 1964. Вып. 19. 262 с.
22. Вайло В. В., Лях В. О. Вплив летальної хлорофільної мутації типу «albina» на ознаки проростків льону олійного та її успадкування. *Актуальні питання біології, екології та хімії.* 2014. Т. 7. № 1. С. 111–116.
23. Вайнберг Дж., Шумейкер Дж.. Статистика / пер. с англ.; под. ред. И. Ш. Амирова. М.: Статистика, 1979. 389 с.
24. Ван дер Варден Б. Л. Математическая статистика / пер. с нем. Л. Н. Большева; под ред. Н. В. Смирнова. М.: Изд-во иностр. лит., 1960. 435 с.
25. Васильев И. М. Действие ионизирующих излучений на растения. М.: Изд-во АН СССР, 1962. 224 с.
26. Васильчук Т. О., Оsipенко В. П. Вплив абіотичних чинників на формування органічних речовин озера Вербне. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. Збірник /* відп. ред. В. К. Хільчевський. К., 2009. № 16. С. 153–158.
27. Верхотуров В. В. Физиолого-биохимические процессы в зерновках ячменя и пшеницы при их хранении, прорастании и переработке: автореферат дисс. ... д-ра биол. наук. М., 2008. 38 с.
28. Вишневський В. І. Річки і водойми України. Стан і використання. К., 2000. 376 с.
29. Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення / переклад. В. Лозанського, літ. ред. Л. Неділько. Європейський парламент та Рада Європейського союзу, 2000. 240 с.
30. Войцехович О. В. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС. К.: Чернобыльинформ, 1997. Т. 1. 308 с.
31. Войцехович О. В., Лаптев Г. В., Канівець В. В. та ін. Радіаційне забруднення водних об'єктів зони відчуження ЧАЕС. *Бюллетень екологічного стану зони відчуження.* 1996. № 1 (6). С. 37–44.

32. Волкова Е. Н., Беляев В. В., Пришляк С. П. и др. Особенности формирования радионуклидного загрязнения высших водных растений Киевского водохранилища. *Ядерна фізика та енергетика*. 2012. Т. 13. № 2. С. 130–165.
33. Волкова О. М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: автореферат дис. ... д-ра біол. наук. К., 2008. 34 с.
34. Волкова О. М., Беляєв В. В., Пришляк С. П., Пархоменко О. О. Роль гідробіонтів у процесах перерозподілу ^{137}Cs по компонентах мілководних ділянок верхньої частини Київського водосховища. *XIX щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України: тези доповідей* (Київ, 24–27 січ. 2012 р.). К., 2012. С. 132–133.
35. Волкова О. М., Беляєв В. В., Пархоменко О. О., Пришляк С. П. Параметри розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статуту / за ред. Ф. В. Зузука. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр.* 2014. № 11. С. 137–132.
36. Волкова О. М., Беляєв В. В., Пришляк С. П., Пархоменко О. О. Моделювання поведінки радіонуклідів в озерних екосистемах. *Національні природні парки – минуле, сьогодення, майбутнє: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції до 30-річчя Шацького національного природного парку* (Світязь, 23–25 квітня 2014 р.). К.: ЦП «КОМПРИНТ», 2014. С. 146–149.
37. Вучков И., Бояджиева Л., Солаков Е. Прикладной линейный регрессионный анализ. М.: Финансы и статистика, 1987. 239 с.
38. Ганжа К. Д., Кленус В. Г., Гудков Д. И. и др. Содержание стронция-90 и цезия-137 в компонентах биогеоценоза оз. Глубокое зоны отчуждения ЧАЭС. *Радиация и экосистемы: материалы международной научной конференции* / под ред. Е. Ф. Конопли (Гомель, Республика Беларусь, 2008). Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. С. 110–112.
39. Ганжа Х. Д. Роль гідробіонтів у трансформації фізико-хімічних форм радіонуклідів у водних екосистемах: автореф. дис. ... канд. біол. наук. К., 2015. 24 с.
40. Ганжа Х. Д. Фізико-хімічні форми цезію-137 та стронцію-90 у вегетативних органах очерету звичайного. *Наукові записки Тернопільського*

національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. 2011. № 2 (47). С. 85–88.

41. Ганжа Х. Д., Кленус В. Г., Гудков Д. І. Форми знаходження ^{90}Sr та ^{137}Cs у донних відкладах оз. Глибоке в зоні відчуження ЧАЕС. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. Вип.: Оцінка екологічного стану водойм та адаптації гдробіонтів.* 2008. Т. 37. №3. С. 36–40.

42. Ганжа Х. Д., Кленус В. Г., Гудков Д. І. Formi znaходження radionuklidiv u donnih vіdkladaх i viščiї vodjanїї roslynnosti ozernix ekosistem Chornobyl'skoi zoni vіdchuzenja. *Vіsnik L'viv'skogo univerzitetu. Seria b'ologichna.* 2010. № 54. C. 145–150.

43. Ганжа Х. Д., Кленус В. Г., Гудков Д. І. Фізико-хімічні форми ^{90}Sr та ^{137}Cs u vегетативних органах повітряно-водяних рослин Chornobyl'skoi zoni vіdchuzenja. *Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений.* материалы III Международной научной конференции (Херсон, 17–19 мая 2012 г.). Херсон: ПП Вишемирский В. С., 2012. С. 139–143.

44. Георгиевский В. Б. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях. К.: Наукова думка, 1994. 235 с.

45. Гераськин С. А., Удалова А. А., Дикарева Н. С., и др. Биологические эффекты хронического облучения в популяциях растений. *Радиационная биология. Радиоэкология.* 2010. Т. 50. № 4. С. 374–382.

46. Гераськин С. А., Фесенко С. В., Алексахин Р. М. Воздействие аварийного выброса Чернобыльской АЭС на биоту. *Радиационная биология. Радиоэкология.* 2006. Т. 46. №2. С. 178–188.

47. Глазунов В. О., Кононович А. Л., Красножон З. І. Радіаційний стан системи поверхневих вод району ЧАЕС у травні-червні 1986 р. *Чорнобиль-88: Доповіді I Всесоюзної науково-технічної наради за підсумками ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС.* Чорнобиль: ПО "Комбінат". 1989.

48. Гланц С. Медико-биологическая статистика / пер. с англ. Ю. А. Данилова ; под ред. Н. Е. Бузикашвили, Д. В. Самойлова. М.: Практика, 1998. 459 с.

49. Годун Б. О., Деревець В. В., Кірєєв С. І. та ін. Радіаційний стан Зони відчуження в 2005 році. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 2006. Т. 27. № 1. С. 5–24.
50. Горизонтов П. Д., Даренская Н. Г., Жомшлак М. П., Цыпин А. Б. К вопросу об общих проблемах радиочувствительности. М., 1965. 37 с.
51. Гребінь В. В. та ін. Водний фонд України. Штучні водойми. Водосховища і ставки: довідник / за ред. Хільчевського В. К., Гребеня В. В.; проект ЄС "Додатк. підтримка М-ва екології та природ. ресурсів України у впровадженні Секторал. бюджет. підтримки". К.: Інтерпрес, 2014. 163 с.
52. Гродзинский Д. М. Адаптивная стратегия физиологических процессов растений. К.: Наук. думка. 2013. 301 с.
53. Гродзинский Д. М. Механизмы радиоустойчивости растений. К.: Наук. думка, 1976. 166 с.
54. Гродзинский Д. М. Радиобиология растений: моногр. / отв. ред. И. Н. Гудков. К: Наук. думка, 1989. 384 с.
55. Гродзинский Д. М., Гудков И. Н. Пути защиты и восстановления растений при лучевом поражении. К., 1972. С. 122–165.
56. Гродзинский Д. М., Гудков И. Н. Защита растений от лучевого поражения. М.: Атомиздат, 1973. 232 с.
57. Гродзинский Д. М., Коломиец К. Д., Гудков И. Н. и др. Формы пострадиационного восстановления растений. К.: Наук. думка, 1980. 188 с.
58. Гродзинский Д. М., Коломиец К. Д., Кутлахмедов Ю. А. и др. Антропогенная радионуклидная аномалия и растения. К.: Лыбидь, 1991. 160 с.
59. Гродзинський Д. М. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин в зоні впливу Чорнобильської катастрофи. К.: Наук думка, 2008. 335 с.
60. Гудков Д. И., Деревец В. В., Зуб Л. Н. и др. Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в компонентах озерных экосистем Красненской поймы р. Припяти. *Гидробиологический журнал*. 2005. Т. 41. №1. С. 76–91.
61. Гудков Д. И., Деревец В. В., Кузьмеко М. И., Назаров А. Б. Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в высших водных растениях зоны отчуждения

Чернобыльской АЭС. *Физиология и биохимия культурных растений*. 2001. Т. 33. № 2. С. 112–120.

62. Гудков Д. И., Зуб Л. Н., Каглян А. Е. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2005. Т. 45. №3. С. 271–280.

63. Гудков Д. И., Зуб Л. Н., Савицкий А. Л. и др. Макрофиты зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: формирование растительных сообществ и особенности радионуклидного загрязнения в условиях левобережной поймы р. Припяти. *Гидробиологический журнал*. 2001. Т. 37. № 6. С. 64–81.

64. Гудков Д. И., Кузьменко М. И., Киреев С. И. и др. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС для водных экосистем зоны отчуждения. *Труды Коми научного центра УрО РАН: Радиоэкологические исследования в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС (к 20-летию аварии на Чернобыльской АЭС)*. Сыктывкар, 2006. № 180. С. 201–223.

65. Гудков Д. И., Кузьменко М. И., Кленус В. Г. та ін. Радионуклиды в компонентах экосистем пойменных озер зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: «Гідроекологія»*. 2005. №3 (26). С. 117–119.

66. Гудков Д. И., Шевцова Н. Л., Дзюбенко Е. В. и др. Эффекты хронического радиационного воздействия у гидробионтов Чернобыльской зоны отчуждения. *Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: материалы VI Международной научно-практической конференции (Семей, Казахстан, 4–7 февраля 2010 г.)*. Семей, Казахстан, 2010. Т. 2. Секц. 7. С 354–359.

67. Гудков Д. И., Кузьменко М. И. Дози опромінення гідробіонтів. *Техногенні радіонукліди у прісноводяних екосистемах*: монографія / за ред. Н. А. Серебрякової. К.: Наукова думка, 2010. С. 184–186.

68. Гудков Д. И. Радіонукліди в компонентах водяних екосистем зони відчуждення Чорнобильської АЕС: розподіл, міграція, дозові навантаження, біологічні ефекти: автореф. дис. ... д-ра. біол. наук. К., 2006. 35 с.

69. Гудков Д. И., Деревец В. В., Зуб Л. Н. та ін. Радионуклиды в озерных экосистемах Красненской поймы р. Припяти: содержание и распределение в биотических и абиотических компонентах. *Доповіді Національної академії наук України*. 2005. №5. С. 187–193.
70. Демиденко Е. З. Линейная и нелинейная регрессия. М.: Финансы и статистика, 1981. 302 с.
71. Демидовская Л. Ф., Кириченко Р. А. Морфологические особенности тростника обыкновенного. *Труды института ботаники АН Казах.ССР*. 1964. Вып. 19. С. 109–135.
72. Деревець В. В., Кірєєв С. І., Обрізан С. М. та ін. Радіаційний стан Зони відчуження в 2001 році. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного відселення*. 2001. № 17. С. 5–19.
73. Деревець В. В., Кірєєв С. І., Обрізан С. М. та ін. Радіаційний стан Зони відчуження в 2002 році. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного відселення*. 2002. № 1 (19). С. 3–31.
74. Деревець В. В., Кірєєв С. І., Ткаченко Ю. В. та ін. Радіаційний стан Зони відчуження в 2003 році. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного відселення*. 2004. № 1 (23). С. 6–32.
75. Деревець В. В., Кірєєв С. І., Ткаченко Ю. В. та ін. Радіаційний стан Зони відчуження у 2003 році. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 2004. № 1 (23). С. 6–32.
76. Деревець В. В., Кірєєв С. І., Бицуля В. В. та ін. Радіаційний стан на території Зони відчуження у 2004 році. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного відселення*. 2005. № 1 (25). С. 3–24.
77. Джерела та дія йонізувальної радіації: *Наук Комітет ООН з випливу атомної радіації*: доп. за 1977 р. Генеральної Асамблей. Нью-Йорк, 1978. 382 с.
78. Джерела та дія йонізувальної радіації: *Наук Комітет ООН з випливу атомної радіації*: доп. за 1977 р. Генеральної Асамблей. Нью-Йорк, 1982. 526 с.

79. Дорошенко Л. А., Деревець В. В. Радіаційний стан водних об'єктів зони відчуження в період 1986-95 рр. *V Міжнародна конференція з проблем ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС: Доповідь* (Зелений Мис, 1996). Зелений Мис, 1996.
80. Дубына Д. В., Стойко С. М., Сытник К. М. и др. Макрофиты-индикаторы изменений природной среды. К.: Наук. думка, 1993. 435 с.
81. Железняк М. Математические модели миграции радионуклидов в водоемах. Системный анализ и методы математического моделирования в экологии. К.: Институт кибернетики им. В. Глушкова, 1990. С. 66–72.
82. Закс Л. Статистическое оценивание / пер. с немецкого научн. ред. Ю. П. Адлера и В. Г. Горского. М.: Статистика, 1976. 530 с.
83. Зотов В. П. Методология систематизации и адаптации моделирующей прогнозно-аналитической системы для создания мер по снижению негативных эффектов для экосистем и населения / Под общ. ред. В. П. Зотова, Ю. А. Кутлахмедова. К.: Медэкол-МНИЦ Био-Экосистем, 2003. 216 с.
84. Зяблицкая Е. А., Герасъкин С. А., Удалова А. А., Спирин Е. В. Анализ генетических последствий загрязнения посевов озимой ржи радиоактивными выпадениями Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 1999. Т. 36. № 4. С. 498–505.
85. Иванов В. И. Радиобиология и генетика арабидопсиса. Сер. «Проблемы космической биологии». М.: Наука, 1974. Т. 27. 191 с.
86. Игонина Е. В., Федотов И. С., Короткевич А. Ю., Рубанович А. В. Морфологические аномалии у потомков облученных сосен (*Pinus sylvestris* L.) из чернобыльских популяций. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2012. Т. 52. № 1. С. 90-102
87. Игонина Е. В. Изучение мутационного процесса в хронически облучаемых популяциях *Pinus Sylvestris* L. (Сосна обыкновенная), произрастающих в зоне аварии на чернобыльской атомной электростанции: Автореферат дисс. ... канд. биол наук. М., 2010. 25 с.
88. Израэль Ю. А. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Л.: Гидрометеоиздат, 1996. 296 с.

89. Исамбаев А. И. Биоморфологическая и экологическая характеристика тростника обыкновенного в современной дельте реки ИЛИ. *Тр. Ин-та ботаники АН КазССР.* 1975. Вып. 34. С. 14–32.
90. Исамбаев А. И. Подземные побеги тростника обыкновенного в различных экологических условиях. *Тр. Ин-та ботаники АН КазССР.* 1964. Вып. 19. С. 185–201.
91. Каглян О. Є. Особливості накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs у гідробіонтах і абіотичних компонентах водойм зони відчуження ЧАЕС: автореф. ... дис. канд. біол. наук. К., 2003. 24 с.
92. Казаков С. В., Вовк П. С., Фильчагов Л. П. Радиоэкологическое состояние пруда-охладителя ЧАЭС. Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. К.: Наук. думка, 1994. Вип. 1. С. 129–138.
93. Калам Ю., Орав Т. Хлорофильная мутация. Таллинн: Валгус, 1974. 60 с.
94. Каримуллина Э. М. Эколо-генетическая характеристика звездчатки злаковой и дремы белой из зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа: автореф. дисс. ... канд. биол. Наук. Екатеринбург, 2012. 20 с.
95. Карпинская Л. И., Бузовкина И. С. Генетический контроль признака «Изгибы побегов» у редиса *Raphanus sativus* L. *Генетика.* 2005. Т. 41. № 9. С. 1251–1258.
96. Каушанский Д. А., Кузин А. М. Радиационно-биологические технологии. М.: Энергоатомиздат, 1984. 148 с.
97. Кендалл М., Стьюарт А. Многомерный статистический анализ и временные ряды / пер. с англ. Э. Л. Пресмана, В. И. Ротаря; под ред. А. Н. Колмогорова, Ю. В. Прохорова. М.: Наука, 1976. 736 с.
98. Кленус В. Г., Каглян О. Є., Ситник Ю. М., Беляєв В. В. Радіоекологічна ситуація у водоймах м. Києва на початку ХХІ століття. *Екологічний стан київських водойм.* К.: Фітосоціоцентр, 2010. С. 174–201.
99. Ключенко П. Д., Харченко Г. В., Кленус В. Г. и др. Накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr высшими водными растениями и фитоэпифитоном в водоемах урбанизированных территорий. *Гидробиологический журнал.* 2007. Т. 43. № 5. С. 51–63.

100. Корелякова И. Л., Горбик В. П. Высшая водная растительность Днепра и его водохранилищ. К.: Наукова думка, 1989. 232 с.
101. Короткевич П. Г. Классификация биотопов тростника на экологической основе. Сб. тр. Укр. н.-и. ин-та целлюл.-бум. пром-сти. 1966. Вып. 9. С. 51–60.
102. Крокер В. Рост растений. М.: Издательство иностранной литературы, 1950. 359 с.
103. Крышев И. И. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии. М.: ИАЭ им. Курчатова, 1991. 103 с.
104. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М.: Энергоатомиздат, 1986. 152 с.
105. Кузин А. М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы. М.: Атомиздат, 1997. 132 с.
106. Кузьменко М. І. Радіонуклідна аномалія. К.: Академперіодика, 2013. 394 с.
107. Кузьменко М. І., Гудков Д. І., Кірєєв С. І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводяних екосистемах: монографія / за ред. Н. А. Серебрякової. К.: Наукова думка, 2010. 262 с.
108. Кузьменко М. І., Романенко В. Д., Деревець В. В. та ін. Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонти зони відчуження. К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. 318 с.
109. Куликов Н. В., Альшиц Л. К., Позолотин А. А., Тарчевская С. В. Изменение радиочувствительности растений в результате предварительного лучевого воздействия (опыты с горохом и сосной обыкновенной). *Радиобиология*. 1971. Т. 11. Вып. 4. С. 630–632.
110. Куликов Н. В., Молчанова И. В. Континентальная радиоэкология. М.: Наука, 1975. 184 с.
111. Куликов Н. В., Ожегов Л. Н., Чеботина М. Я., Боченин В. Ф. Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды. *Труды Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР*. 1978. Вып. 110. С. 65–69.

112. Куликов Н. В., Чеботина М. Я. Радиоэкология пресноводных экосистем. Свердловск: УрО АН СССР, 1988 г. 129 с.
113. Кутлахмедов Ю.А. Дорога к теоретической радиоэкологии. К.: Фитосоциоцентр, 2015. 360 с.
114. Лапач С. Н., Чубенко А. В., Бабич П. Н. Статистические методы в медико-биологических исследованиях с использованием Excel. К.: Морион, 2001. 408 с.
115. Лейнерте М. П., Сейсума З. К. Роль прибрежно-водных растений пресноводных водоемов в концентрировании Ca и Sr (стабильного и радиоактивного). *Высшие водные и прибрежно-водные растения: тезисы докладов I-й Всесоюзной конференции* (Борок, 7–9 сентября 1977 г.). Борок, 1977. С. 117–119.
116. Леман Э. Проверка статистических гипотез. М.: Наука, 1964. 498 с.
117. Литвинов С. В. Влияние хронического облучения семян проростков *Arabidopsis thaliana* малыми дозами γ -радиации на рост и развитие растений. *Ядерна фізика та енергетика*. 2014. Т. 15. № 4. С. 406–414.
118. Лихтарев И. Ф., Бархударов Р. М., Бобилева О. А. и др. Радиоактивное загрязнение водных экосистем и источников питьевого водоснабжения. *Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции: материалы науч. конф.* (Киев, 11-13 мая 1988 г.). К.: Здоровье, 1988. С. 60–66.
119. Лукина Л. Ф., Смирнова Н. Н. Физиология высших водных растений. К: Наук. думка, 1988. 188 с.
120. Лутова Л. А., Проворов Н. А., Тиходеев О. Н. Генетика развития растений. СПб: Наука, 2000. 539 с.
121. Лысенко Е. А., Абрамов В. И., Шевченко В. А. Влияние хронического облучения на генетическую структуру природных популяций *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. *Генетика*. 2000. Т. 36. № 9. С. 1241–1250.
122. Ляпунов А. М. Собрание сочинений. М.: Изд-во АН СССР, 1959. Т. 3. 374 с.
123. Марей А. Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. М.: Атомиздат, 1976. 224 с.

124. Марчюленене Д. П. Влияние комплексонов и температурного фактора на накопление радионуклидов пресноводными растениями. *Гидробиологический журнал*. 1990. Т. 26. № 2. С. 71–74.
125. Марчюленене Д. П., Душаускене-Дуж Р. Ф., Мотеюнене Э. Б. и др. Влияние термического режима водоема на гидрофитоценозы. *Экология*. 1982. № 2. С. 49–55.
126. Матвєєва І. В. Моделювання радіоекологічних процесів методом камерних моделей при оцінці екологічного стану локальних екосистем: автореферат дис. ... канд. техн. наук. К., 2008. 19 с.
127. Матвєєва І. В., Заїтов В. Р., Кутлахмедов Ю. О. та ін. Моделювання радіоекологічних процесів методом камерних моделей на прикладі села у Волинській області. *Вісник Національного авіаційного університету*. 2005. №3. С. 173–176.
128. Матвєєва І. В., Кутлахмедов Ю. О., Ісаєнко В. М., Криворотько В. М. Особливості радіоекологічних процесів у селі Тернопільської області, оцінених за методом камерних моделей. *Вісник Національного авіаційного університету*. 2006. №2. С. 178–181.
129. Матусов Г. Д., Кудряшева Н. Н., Кудряшев А. П. Закономерности накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr растительной клеткой. *Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях*: тез. докл. международ. конф. (Москва, 24-26 апреля 2000 г.). М., 2000. С. 451.
130. Мережко А. И., Смирнова Н. И., Горбик В. П. Продуктивность и функциональность корневой системы. *Гидробиологический журнал*. 1980. Т. 16. № 5. С. 127–131.
131. Методы оценки доз от выбросов радионуклидов в окружающую среду. Публикация МКРЗ: Докл. 4. М.: Атомиздат, 1980. 96 С.
132. Моргун В. В., Логвиненко В. Ф., Тютюн А. И.. Генетические последствия аварии на Чернобыльской АЭС на примере озимой мягкой пшеницы. *Физиология и биохимия культурных растений*. 1993. Т. 25. № 4. С. 315–322.
133. Моргун В. В., Логвиненко В. Ф., Торяник В. Н. Мутации озимой пшеницы, индуцированные радионуклидными загрязнениями в результате аварии на

Чернобыльской АЭС. *Физиология и биохимия культурных растений*. 1996. Т. 28. № 5–6. С. 291–296.

134. Морозова А. А. К вопросу о возникновении анаэробных зон и их влиянии на качество воды озерных экосистем урбанизированных территорий. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. Збірник / відп. ред. В. К. Хільчевський*. К., 2009. № 16. С. 169–177.

135. Новиков Д. А., Новочадов В. В. Статистические методы в медико-биологическом эксперименте (типовые случаи). Волгоград: Издательство ВолГМУ, 2005. 84 с.

136. Пашков Г. Д. О морфологической природе корневого влагалища злаков. *Ботанич. журнал*. 1951. № 6. С. 597–606.

137. Петрусенко В. П. Моделювання міграції радіонуклідів у типових схилових та гірських екосистемах України: автoreферат дис. ... канд. техн. наук. К., 2009. 18 с.

138. Петрусенко В. П., Шмаков І. П., Кутлахмедов Ю. О. Аналіз стійкості динамічної моделі екосистеми щодо міграції радіонуклідів. *Ядерна фізика та енергетика*. 2008. Т. 23. № 1. С. 73–77.

139. Позолотин А. А., Альшиц Л. К. К вопросу о влиянии предварительного γ -облучения на последующую радиочувствительность семян гороха. *Радиobiология*. 1974. Т. 14. Вып. 1. С. 154–156.

140. Позолотина В. Н. Исследование локальных ценопопуляций одуванчика (*Taraxacum officinale* s. l.) из радиоактивно загрязненных зон. *Экология*. 2001. № 3. С. 117–124.

141. Позолотина В. Н. Отдаленные последствия действия радиации на растения. Екатеринбург: Академкнига, 2003. 244 с.

142. Позолотина В. Н., Антонова Е. В., Каримуллина Е. М. и др. Последствия хронического действия радиации для флоры Восточно-уральского радиоактивного следа. *Радиационная биология. Радиоэкология*. М.: 2009. Т. 49. №1. С. 97–106.

143. Позолотина В. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. Екатеринбург: «Гошицкий», 2008. 204 с.
144. Позолотина В. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. и др. Анализ современного состояния наземных экосистем на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа. *Вопросы радиационной безопасности*. 2007. Спец. вып. «Восточно-Уральскому радиоактивному следу – 50 лет». С. 32–44.
145. Позолотина В. Н., Антонова Е. В., Каримуллина Э. М. Последствия хронического облучения для растительности в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа. *Вопросы радиационной безопасности*. 2013. Специальный выпуск "2013 год – год охраны окружающей среды". С. 31–45.
146. Преображенская Е. И. Изменение радиочувствительности семян *Aralia mandshurica Rupr. et Maxim.* в процессе стратификации. *Ботан. журнал*. 1974. № 59. С. 1341–1344.
147. Преображенская Е. И. Радиоустойчивость семян растений. М.: Атомиздат, 1971. 231 с.
148. Преображенская Е. И. Радиочувствительность в свете закона гомологических рядов в наследственной изменчивости. *Докл. АН СССР*. 1973. Т. 209. № 6. С. 1470–1472.
149. Преображенская Е. И. Связь радиоустойчивости с филогенетическим возрастом. *Изв. СО АН СССР, Сер. биол.-мед. наук*. 1967. Т. 5. Вып. 1. С. 1–16.
150. Пришляк С. П., Беляев В. В., Волкова Е. Н. и др. Закономерности накопления ^{137}Cs в надземной и подземной фитомассе гелофитов. *Гидробиологический журнал*. 2015. Т. 51. № 4. С. 74–80.
151. Пришляк С., Волкова О., Беляев В., Пархоменко О. Радіонуклідне забруднення вищих водних рослин водойм України у віддалених після аварії на Чорнобильській АЕС. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія*. 2015. № 3–4 (64). С. 550–553.

152. Пришляк С., Волкова О., Беляєв В., Пархоменко О. Формування рівнів вмісту ^{137}Cs у вищих водних рослинах Київського водосховища. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна.* 2012. Вип. 58. С. 139–143.
153. Пришляк С.П., Беляев В.В., Волкова Е.Н., Пархоменко А.А. Закономерности накопления ^{137}Cs в надземной и подземной фитомассе гелофитов. *Гидробиол. журн.* Т.51. № 4. 2015. С. 74–80.
154. Прокудин Ю. Н., Вовк А. Г., Петрова О. А. Злаки України. К.: Наук. думка, 1977. 518 с.
155. Проскура М. І., Долін В. В. Трансформація форм перебування продуктів розподілу в річковій воді акваторії Київського водосховища в 1986–1991 р. Проблеми Чорнобильської зони відчуження. К.: Наук. Думка, 1994. Вип. 1. С. 100–108.
156. Прохоров В. М., Сафонова Н. Г. Кинетика самоочищения водоема, содержащего стронций-90, в результате поглощения радионуклида донными отложениями. *Экология.* 1973. №1. С. 12–18.
157. Радиоэкологические исследования в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС (к 20-летию аварии на Чернобыльской АЭС) [Текст]: сб. науч. тр. / Рос. Акад. наук, Коми науч. центр Урал. отд. Сыктывкар, 2006. № 180. 232 с.
158. Ровинский Ф. Я. Способ расчета концентрации радиоактивной примеси в воде и донном слое непроточных водоемов. *Атомная энергия.* 1965. Т. 18. № 3. С. 379–383.
159. Рогожин В. В. Физиолого-биохимические механизмы формирования гипобиотических состояний высших растений: автореферат дисс. ... д-ра биол. наук. Якутск, 2000. 42 с.
160. Рокицкий П. Ф. Биологическая статистика. М.: Высшая школа, 1973. 320 с.
161. Романенко В. Д., Кузьменко М. И., Евтушенко Н. Ю. и др. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. К.: Наукова думка, 1992. 194 с.
162. Романенко В. Д., Кузьменко М. И., Гудков Д. І. та ін. Чорнобильська катастрофа в гідроекології і нашій пам'яті. К.: ЛОГОС, 2008. 67 с.

163. Романенко О. В., Арсан О. М., Кіпніс Л. С., Ситник Ю. М. Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій: монографія / за ред. Романенка О. В. К.: Наукова думка, 2015. 192 с.
164. Семена цветочных культур. Методы определения всхожести и энергии прорастания ГОСТ 24933.2-81. [действующий от 1982-01-07]. М.: Государственный комитет по стандартам, 1982. 6 с.
165. Семена цветочных культур. Правила приемки и методы отбора проб: ГОСТ 24933.0-81. [действующий от 1982-01-07]. М.: Государственный комитет по стандартам, 1982. 23 с.
166. Семенович Н. И. Исследование химического обмена между дном и водной массой озера. *Tr. Лаб. Озероведения АН СССР*. 1960. №11. С. 3–47.
167. Смирнова Н. И. Эколо-физиологические особенности корневой системы прибрежно-водных растений. *Гидробиологический журнал*. 1980. Т. 16. № 3. С. 60–72.
168. Соботович Э. В., Долин В. В. Механизм миграции радионуклидов «горячих» частиц в почвах и поступления их в поверхностные и грунтовые воды. *Водные ресурсы*. 1990. № 6. С 51–55.
169. Стрелец Б. И. Справочник по водным ресурсам / под ред. Б. И. Стрельца. К.: Урожай, 1987. 302 с.
170. Тахтаджян А. Л. Жизнь растений в шести томах. Т. 6. Цветковые растения. М.: Просвещение, 1982. 543 с.
171. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. *Tr. УФ АН СССР*. 1963. Вып. 30. 78 с.
172. Тімченко В. М., Линник П. М., Холодько О. П. та ін. Абіотичні компоненти екосистеми Київського водосховища / за ред. проф. В. М. Тімченка. К.: Логос, 2013. 60 с.
173. Томилов А. А., Томилова Н. В., Огаркова О. А., Тарасов В. А. Идентификация гена, включенного в контроль развития корневой системы у *Arabidopsis thaliana*. *Генетика*. 2001. Т. 37. № 1. С. 35–36.

174. Томилова Н. В., Томилов А. А., Огаркова О. А., Тараков В. А.. Идентификация гена, мутация в котором обусловливает возникновение некрозов семядолей проростков *Arabidopsis thaliana*. Генетика. 2001. Т. 37. № 4. С. 494–503.
175. Трапезников А. В., Чеботина М. Я., Трапезникова В. Н., Куликов Н. В.. Влияние подогрева воды на накопление Co, Sr, Cs Ca и K пресноводными растениями. Экология. 1983. № 4. С. 68–70.
176. Трапезников А. В., Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Трапезникова В. Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. Т. 1. 480 с.
177. Удалова А. А., Ульяненко Л. Н., Алексахин Р. М. и др. Методология оценки допустимого воздействия ионизирующих излучений на агроценозы. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2010. Т. 50. № 5. С. 572–581.
178. Удалова А. О. Биологический контроль радиационно-химического воздействия на окружающую среду и экологическое нормирование ионизирующих излучений: автореферат дисс. ... д-ра биол. наук. Обнинск, 2011. 44 с.
179. Ульянова Е. В., Хорош Е. В. Характеристика современного потомства *Taraxacum officinale* s. l. из зоны ВУРСа. *Биота горных территорий*. Екатеринбург: 2002. С. 240–244.
180. Урбах В. Ю. Математическая статистика для биологов и медиков. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 323 с.
181. Фесенко С. В., Скотинникова О. Г., Скрябин А. М. и др. Моделирование долгосрочной минрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в непроточном пресноводном водоеме. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44. № 4. С. 466–472.
182. Хільчевський В. К., Бойко О. В. Гідролого-гідрохімічна характеристика озер і ставків території м. Києва. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. Збірник* / відп. ред. В. К. Хільчевський. К.: Ніка-центр, 2001. № 2. С. 529–535.
183. Царапкин Л. С. Количественные закономерности действия радиации на хромосомы в покоящихся семенах гороха: автореферат дисс. ... д-ра. биол. наук. К., 1974. 42 с.

184. Царапкин Л. С., Царапкина К. А. Об эффекте фракционирования дозы при облучении покоящихся семян гороха γ -лучами Со⁶⁰. *Радиобиология*. 1970. Т. 10. Вып. 1. С. 89–93.
185. Царапкин Л. С., Царапкина К. А. Влияние влажности кислорода на проявление эффекта мощности дозы при облучении покоящихся семян гороха. *Радиобиология*. 1969. Т. 9. Вып. 6. С. 882–887.
186. Чурюкин Р. С., Гераськин С. А. Влияние облучения (⁶⁰Со) семян ячменя на развитие растений на ранних этапах онтогенеза. *Радиация и риск*. 2013. Т. 22. №3. С. 80–92.
187. Шафранов П. А. К систематике тростника обыкновенного (*Phragmites communis* Trin.). *Биология и география*. 1968–1970. Вып. 4. С. 37–41.
188. Шафранов П. А. Некоторые биоморфологические особенности тростинка, определяющие возникновение зарослей. *Tr. Астрахан. заповидника*. 1958. Вып. IV. С. 111–118.
189. Шафранов П. А. Некоторые биоморфологические особенности тростника (*Phragmites communis* Trin.), определяющие возникновение зарослей. *Труды Астраханского заповедника*. 1958. Вып. 4. С. 111–117.
190. Шевцова Н. Л., Гудков Д. И., Широкая З. О., Каглян А. Е. Формирование мощности поглощенной дозы на *Helophyta* Чернобыльской зоны отчуждения. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2015. Т. 64. № 3–4. С. 736–739.
191. Шевцова Н. Л., Гудков Д. И. Цитогенетические нарушения у тростника обыкновенного *Phragmites australis* в водоёмах Чернобыльской зоны отчуждения. *Гидробиологический журнал*. 2012. № 6. Т. 48. С. 99–113.
192. Шевцова Н. Л., Гудков Д. И., Явнюк А. А. Оцінка життєздатності насінневого потомства очерету звичайного в умовах тривалого радіаційного опромінення. *Вісник Житомирського національного агрономічного університету*. 2016. №1 (55). Т. 3. С. 54–65.

193. Шевцова Н. Л., Явнюк А. А., Гудков Д. І. Вплив хронічної дії йонізувальної радіації на насіннєве потомство очерету звичайного у водоймах чорнобильської зони відчуження. *Доповіді НАН України*. 2012. № 3. С. 162–167.
194. Шевцова Н. Л., Явнюк А. А., Гудков Д. І. Ефект «періоду покоя» при прорастанні семян тростинка звичайного із водоемів Чернобильської зони отчуждення. *Гидробіологіческий журнал*. К.: 2014. Т. 50. №3. С. 85–96.
195. Шершунова В. И., Зайнуллин В. Г. Мониторинг природных популяций *Dactylis glomerata* L. В зоне аварии на ЧАЭС. *Ридационная биология. Радиоэкология*. Т. 35. Вып. 5. С. 690–695.
196. Широка З. О. Накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами дніпровських водоймищ: автореф. дис. ... канд. біол. наук. К., 1995. 25 с.
197. Явнюк А. А. Життєздатність паростків очерету звичайного за умов хронічного та гострого впливу йонізувального випромінення. *Актуальні проблеми сучасної гідроекології*: збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 95-річчю заснування Національної академії наук України (Київ, 5–6 листопада 2013 р.). К.: Інститут гідробіології НАНУ, 2013. С. 104–105.
198. Явнюк А. А., Шевцова Н. Л., Гудков Д. І. Вплив хронічного йонізувального випромінення на життєздатність насіння очерету звичайного у водоймах різного типу в Чорнобильській зоні відчуження. *Екологічна безпека держави: тези доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих вчених та студентів* (Київ, 17–18 квітня 2012 р.). К.: НАУ, 2012. С. 201–202.
199. Явнюк А. А., Шевцова Н. Л., Гудков Д. І. Аномалії паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2014. №1. Т. 58. С. 71–76.
200. Явнюк А. А., Шевцова Н. Л., Гудков Д. І. Аномалії паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2014. №1. Т. 58. С. 71–76.

201. Явнюк А. А., Шевцова Н. Л., Гудков Д. І. Аномалії проростання насіння очерету звичайного з водойм чорнобильської зони відчуження за умов додаткового гострого йонізувального опромінення. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2016. № 1 (65). С. 51–60.
202. Явнюк А. А., Шевцова Н. Л., Гудков Д. І. Оценка физиологического качества семян тростника обыкновенного в водоемах чернобыльской зоны отчуждения. *VI Съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность)*: тезисы докладов (Москва, Российская Федерация, 25–28 октября 2010 г.). М: РУДН, 2010. Т. 2. С. 76.
203. Явнюк А. А., Шевцова Н. Л., Гудков Д. І. Оцінка впливу додаткового радіаційного опромінення на морфометричні показники насіннєвих паростків *Phragmites australis* із водойм Чорнобильської зони відчуження. *Український ботанічний журнал*. 2015. № 5. Т. 72. С. 446–453.
204. Abdelrazek E. M., Damrawi G. El., Elashmawi I. S., El-Shahawy A. The influence of γ -irradiation on some physical properties of chlorophyll/PMMA films. *Applied Surface Science*. 2010. Vol. 256. No 9. P. 2711–2718.
205. Adams J. D., Nilan R. A. After-effects of ionizing radiation in barley. II. Modification by storage of X-irradiated seeds in different concentrations of oxygen. *Radiat. Res.* 1958. Vol. 8. No. 2. P. 111–122.
206. Akshatha Chandrashekhar K.R.. Chandrashekhar. Gamma sensitivity of forest plants of Western Ghats. *J. Env. Radioactivity*. 2014. Vol. 132. P. 100–107.
207. Ammirato P. V., Steward F. C. Indirect effects of irradiation: morphogenetic effect of irradiated sucrose. *Develop. Biol.* 1969. Vol. 19. No 1. P. 87–106.
208. Ando A. Mutation induction in rice by radiation combined with chemical protectants and mutagens. In: *Rice Breeding with Induced Mutations II* / IAEA, Vienna, 1970. P. 1–5.
209. Awan M. A., Bari G. Mutagenic effects of fast neutrons and gamma rays in rice. 1979. *The Nucleus*. Vol. 16. P. 33–38.

210. Barros A. C., Freund M. T. L., Villavicencio C. H., et. al. Identification of irradiated wheat by germination test, DNA comet assay and electron spin resonance. *Radiat. Phys. Chem.* 2002. No. 63. P. 423–426.
211. Beresford N., Brown J., Copplestone D., et. al. D-ERICA: An Integrated Approach to the Assessment and Management of Environmental Risks From Ionising Radiation. Description of purpose, methodology and application. European Commission. 2007. 19 p.
212. Bjork S. Ecologic investigations of *Phragmites communis*: Studies in theoretic and applied limnology. *Folia Limnol. Scand. Lund.* 1967. Vol. 14. P. 1–248.
213. Borovec Z. Element in size-fractionated bottom sediment of the Elbe River in its Czech part. *Aquat. Sci.* 2000. No. 62. P. 232–251.
214. Boubriak I., Kargiolaki H., Lyne L., Osborne D. J. The requirement for DNA repair in desiccation tolerance of germinating embryos. *Seed Sci. Res.* 1997. No. 7. P. 97–105.
215. Boyer P., Beaugelin-Seiller K., Ternat F., et. al. A dynamic box model to predict the radionuclide behaviour in rivers for medium and long-term periods. *Radioprotection*. 2005. Suppl. 1. Vol. 40. P. 307–313.
216. Brach-Papa C., Boyer P., Amielh M., Anselmet F. Characterization and radionuclides sorption of suspended particulate matters in freshwater according to their settling kinetics. *Radioprotection*. 2005. Suppl. 1. Vol. 40. P. 315–321.
217. Brown J., Hingston L., Real A., Sazykina T., et. al. Deliverable D1: Progress on the Production of the Web-based Effects Database: Frederica. European Commission. 2005. 23 p.
218. Brown J., Strand P., Hosseini A., Børretzen P. Handbook for Assessment of the Exposure of Biota to Ionizing Radiation from Radionuclides in the Environment: a project within the EC 5th Framework Programme. NRPA, 2003. 101 p.
219. Brown J.E., Alfonso B., Avila R., et. al. The ERICA Tool. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2008. Vol. 99. P. 1371–1383.

220. Brown J.E., Alfonso B., Avila R., et. al. A New Version of the ERICA Tool to Facilitate Impact Assessments of Radioactivity on Wild Plants and Animals. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 153. P. 141–148.
221. Brunner H. Radiation induced mutations for plant selection. *Appl. Radiat. Isot.* 1995. Vol. 46. No. 6/7. P. 589–594.
222. Burkhardt A., Internicola A., Bernasconi G. Effects of pollination timing on seed paternity and seed mass in *Silene latifolia* (Caryophyllaceae). *Annals of Botany*. 2009. V. 104. No. 4. P. 767–773.
223. Byun M.-W. Jo. C., Lee K.-H., Kim K.-S. Chlorophyll breakdown by gamma irradiation in a model system containing linoleic acid. *J. Am. Chem. Soc.* 2002. No. 79. P. 145–150.
224. Caldecott R. S. Seedling height, oxygen availability, storage and temperature: their relation to radiation-induced genetic and seedling injury in barley. *Effects of ionizing radiation on seeds*. Vienna: IAEA, 1961. P. 3–24.
225. Caldecott R. S., Smith L. The influence of heat treatment of the injury and cytogenetic effects of X-rays on barley. *Genetics*. 1952. Vol. 37. No. 2. P. 136–157.
226. Caldecott R. S., Smith L. Resuscitation of heat inactivated seeds with X-radiation. *J. Hered.* 1948. Vol. 39. No. 2. P. 195–198.
227. Cheema Akbar Ali, Atta Babar Manzoor. Radiosensitivity studies in basmati rice. *Pak. J. Bot.* 2003. Vol. 35 (2). P. 197–207.
228. Cogner B. V., Hileman J. R., Nilan R. A., Konzak C. F.. The influence of temperature on radiation-induced oxygen-dependent and -independent damage in barley seeds. *Radiat. Res.* 1971. Vol. 64. No. 3. P. 601–612.
229. Cogner B. V., Nilan R. A., Konzak C. F. The role of water content in the decay of radiation-induced oxygen-sensitive sites in barley seeds during post-irradiation hydration. *Radiat. Res.* 1969. Vol. 39. No. 1. P. 45–56.
230. Cogner V. B., Constantin M. J., Carabia J. V. Seed radiosensitivity: wide range in oxygen-enhancement ratio after gamma-irradiation of eight-species. *Int. J. Radiat. Biol.* 1972. Vol. 22. P. 225–235.

231. Curtis H. J., Delihas N., Caldecott R. S., Konzak C. F. Modification of radiation damage in dormant seeds by storage. *Radiat. Res.* 1958. Vol. 8. No. 6. P. 526–534.
232. Das G., Sen-Mandi S. Utilisation of free fatty acids during germination of unaged and differentially aged wheat embryos. *Indian J. Exp. Biol.* 1992. No. 30. P. 299–301.
233. Draper N., Smith H. Applied Regression Analysis. Third edition. John Wiley & Sons, Inc. 1998. 736 p.
234. ERICA Assessment tool. URL: <http://www.erica-tool.com/erica/download/> (request date 23.02.2017).
235. FREDERICA Radiation Effects Database URL: <http://www.frederica-online.org/mainpage.asp> (request date 15.07.15).
236. Ganzha Ch. D., Gudkov D. I., Ganzha D. D., Klenus V. G., Nazarov A. B. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 27. P. 176–181.
237. Geras'kin S., Evseeva T., Oudalova A. Effects of long-term chronic exposure to radionuclides in plant populations. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013. Vol. 121. P. 22–32.
238. Geraskin S. A., Dikarev V. G., Zyablitetskaya Ye. Ya., et. al. Genetic consequences of radioactive contamination by the Chernobyl fallout to agricultural. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2003. Vol. 66. P. 155–169.
239. Geraskin S. A., Oudalova A. A., Dikarev V. G., et. al. Effects of chronic exposure in populations of *Koeleria gracilis* Pers. from the Semipalatinsk nuclear test site, Kazakhstan. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2012. No. 104. P. 55–63.
240. Gomez-Campo G., Dlgado L. Radioresistance in crucifers. *Radiat.bot.* 1964. Vol. 4. No. 5. P. 479–483.
241. Gonsales-Jaen M. T., Figueiras A. M., Candela M. Differential effects of gamma irradiation on rye cultivars with or without spontaneous translocation polymorphism. *Environ. Exp. Bot.* 1985. Vol. 25. No. 2. P. 175–179.

242. Gorenflo R., Hubac J.-M., Yay M. Le complexe polyploïde du *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud dans la région méditerranéenne. *Webbia*. 1984. Vol. 38. P. 715–721.
243. Gudkov D. I., Derevets V. V., Kuzmenko M. I., et al. Radioactive contamination of aquatic ecosystem within the Chernobyl NPP exclusion zone: 15 years after accident. In: *Protection of the Environment from Ionising Radiation. The Development and Application of a System of Radiation Protection for the Environment*. IAEA-CSP-17. Vienna: IAEA, 2003. P. 224–231.
244. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A. et. al. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. No 151. P. 438–448.
245. Haddad Franco, dos Santos Valter H.M., Silva Luciana P., et al. Mutagenic potential of lettuce grown from irradiated seeds. *Scientia Horticulturae*. 2015. No. 182. P. 27–30.
246. Hammerton K. M. Biological methods for the detection of irradiated foods, in Detection Methods for Irradiated Foods. In: McMurray CH, et al. (Eds.), Current Status. RCS-Press. 1992. P. 376–381.
247. Haslam S. A. The performance of *Phragmites communis* Trin. in relation to temperature. *Ann. Bot.* 1975. Vol. 39. P. 881–888.
248. Hurlmann H. Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. Beitr. *Geobot. Landesaufnahme Schweiz*. 1951. Herausg. 30. S. 1–232.
249. Ikenaga M., Mabuchi T. Photoreactivation of endosperm mutations induced by ultraviolet light in maize. *Radiat. Bot.* 1966. Vol. 6. No. 2. P. 165–169.
250. Juan Yun, Xihong Li, Xuetong Fan, et al. Growth and quality of soybean sprouts (*Glycine max* L. Merrill) as affected by gamma irradiation. *Radiation Physics and Chemistry*. 2013. No 82. P. 106–111.
251. Kawamura Y., Suzuki N., Uchiyama S., Saito Y. Germination test for identification of gamma-irradiated rice. *Radiat. Phys. Chem.* 1992a. No. 39. P. 203–207.
252. Kawamura Y., Suzuki N., Uchiyama S., Saito Y. Germination test for identification of gamma-irradiated wheat. *Radiat. Phys. Chem.* 1992b. No 40. P. 17–22.

253. Kawamura Y., Uchiyama S., Saito Y. Half embryo test for identification of gamma-irradiated grape fruit. *J. Food Sci.* 1989a. No 54. P. 379–382.
254. Kawamura Y., Uchiyama S., Saito Y. Improvement of the half embryo test for detection of gamma-irradiated grape fruit and its application to irradiated oranges and lemons. *J. Food Sci.* 1989b. No. 54. P. 1501–1504.
255. King G. S. Direct and transmitted X-ray effects on growth of tobacco callus in vitro. *Amer J. Bot.* 1949. Vol. 36. No. 3. P. 265–270.
256. Kranner I., Colville L. Metals and seeds: biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environ. Exp. Bot.* 2011. Vol. 72. P. 93–105.
257. Kutlakhmedov Yu. O., Yavnyuk A. A. Radionuclides Behaviour Modelling of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in Glyboke and Daleke Lakes of Chernobyl Exclusion Zone. *Proceedings of the NAU.* 2013. Vol. 54. No 1. P. 101–105.
258. Ling A. P. K., Chia J. Y., Hussein S., Harun A. R. Physiological responses of Citrus sinesisto gamma irradiation. *World. Appl. Sci. J.* 2008. Vol. 5. No 1. P. 12–19.
259. Luther H. Beobachtungen über die fruktifikative Vermerkung von *Phragmites Communis* Trin. *Acta bot. fenn.* 1950. Herausg. 46. S. 1–48.
260. Machaiah J. P., Pednekar M. D., Thomas J. Reduction in flatulence factors in mung beans (*Vigna radiata*) using low-dose γ -irradiation. *Sci. Food Agr.* 1999. No. 79. P. 648–652.
261. Majstrenko T., Evseeva T., Geras'kin S., et. al. Estimation of ionizing radiation impact on natural *Vicia cracca* populations inhabiting areas contaminated with uranium mill tailings and radium production wastes. *Science of The Total Environment.* 2009. Vol. 407. No 20. P. 5335–5343.
262. Margvelashvili N., Maderich V., Zheleznyak M. THREETOX-computer code to simulate three-dimensional dispersion of radionuclides in homogenous and stratified water bodies. *Radiation Protection Dosimetry.* 1997. Vol. 73. No 1–4. P. 177–180.
263. Marwood C. A., Greenberg B. M. Effect of supplementary gamma irradiation on chlorophyll synthesis and accumulation of photosystems during chloroplast development in *Spirodela oligorrhiza*. *Photochem. Photobiol.* 1996. Vol. 64. No 4. P. 664–670.

264. Miah A. J., Bhatti I. M., Awan A., Bari G. Improvement of rice varieties by induced mutations to increase yield per acre and resistance to diseases and to improve seed quality. In: *Rice Breeding with Induced Mutations II* / IAEA, Vienna, 1970. P. 69–76.
265. Moles A.T., Westoby M. Seedling survival and seed size: a synthesis of the literature. *J. of Ecology*. 2004. Vol. 92. № 3. P. 372–383.
266. Mrabet R. El., Laissaoui A., Dehbi N. Dispersion of radionuclides in aquatic ecosystems: remedial actions. *Annual Radioactive Waste Management: Proceedings of 36th Symposium (7-11 March 2010, Phoenix, Arizona, USA)*. Phoenix, Arizona, USA, 2010. P. 1–10.
267. Nandi S., Das G., Sen-mandi S. β -Amylase activity as an index for germination potential in rice. *Ann. Bot. (Lond.)*. 1995. No. 75. P. 463–467.
268. Natarajan A. T., Maric M. M. The time-intensity factor in dry seed irradiation. *Radiat. Bot.* 1961. Vol. 1. No. 1. P. 1–9.
269. Nilan R. A., Gunthardt H. M. Studies on aged seeds. III. Sensitivity of aged wheat seeds to X ray radiation. *Caryologia*. 1956. Vol. 8. P. 316–322.
270. Nilan R. A., Philips L. The irradiation sensitivity of barley seeds low in calcium. *Northwest Sci.* 1957. Vol. 31. P. 139–144.
271. Nurgudin M. A., Shevtsova N. L., Gudkov D. I. Effects of Chronic Low-Dose Radiation on the Common Reed within the Chernobyl Accident Exclusion Zone. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44. No 5. P. 941–944.
272. Osborn T. S., Bacon J. A. Radiosensitivity of seeds. *Radiat. Res.* 1960. Vol. 13. No. 6. P. 686–690.
273. Osborn T. S., Lunden A. O., Constantin M. S. Radiosensitivity of seeds. III. Effects of preirradiation humidity and gamma-ray dose on seeds from five botanical families. *Radiat. Bot.* 1963. Vol. 3. No. 1. P. 19–28.
274. Pathak H. C., Patel M. S. Sensitivity of upland rice genotypes to gamma radiation. *IRRN*. 1988. Vol. 13. P. 6.
275. Pitirmovae M. A. Effect of gamma rays and mutagens on barley seeds. *Fiziol. Res.* 1979. Vol. 6. P. 127–131.

276. Qingfang Liu, Zhuanzi Wang, Libin Zhou, et. al. Relationship between plant growth and cytological effect in root apical meristem after exposure of wheat dry seeds to carbon ion beams. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*. 2013. No. 305. P. 9–15.
277. Sareen S., Koul A. K. Mutation breeding in improvement of *Plantago ovata* Forsk. *Indian J. Genet.* 1999. Vol. 59. P. 337–344.
278. Sarić M. R. The effect of irradiation in relation to the biological traits of the seeds irradiated. Effects of ionizing radiations on seeds. Vienna, IAEA, Austria, 1961. P. 103–116.
279. Sarić M. R. The radiosensitivity of seeds of different ontogenetic development. I. The effects of X-irradiation on oat seeds of different phases of ontogenetic development. *Radiat. Res.* 1957. Vol. 9. P. 96.
280. Sax K., Sax H. Effects of X-rays on the ageing of seeds. *Nature*. 1962. Vol. 194. P. 459–460.
281. Sax K., Sax H. J. The effect of age of seed on the frequency of spontaneous and gamma ray induced chromosome aberrations. *Radiat. Bot.* 1961. Vol. 1. No. 1. P. 80–83.
282. Sax K., Sax H. J. The effect of chronological and physiological aging of onion seeds on the frequency of spontaneous X-ray induced chromosome aberrations. *Radiat. Bot.* 1964. Vol. 4. No. 1. P. 37–41.
283. Scaldaferro M. A., Prina R., Moscone E. A., Kwasniewska J. Effects of ionizing radiation on *Capsicum baccatum* var. *pendulum* (Solanaceae). *Applied Radiation and Isotopes*. 2013. Vol. 79. P. 103–108.
284. Senguptaa Mandar, Chakraborty Anindita, Sen Raychaudhuri Sarmistha. Ionizing radiation induced changes in phenotype, photosynthetic pigments and free polyamine levels in *Vigna radiata* (L.) Wilczek. *Applied Radiation and Isotopes*. 2013. No 75. 44–49.
285. Shishkova S., Rost T.L., Dubrovsky J.G. Determinate root growth and meristem maintenance in angiosperms. *Ann. Bot.* 2008. Vol. 101. P. 319–340.
286. Skok J. Relationship of boron nutrition to radiosensitivity of sunflower plants. *Plant Physiol.* 1957. Vol. 32. No. 6. P. 648–658.

287. The ERICA Assessment Tool. URL: www.erica-tool.com/erica/download/ (request date 19.09.16).
288. Uchiyama S., Konno S., Toyooka T., et. al. Studies of identification of gamma irradiated grape fruit by germination method. *J. Food Hyg. Soc. Jap.* 1989. No 30. P. 152–155.
289. Vray F., Debayle C., Louvat D. Long-term flux of Chernobyl-derived ^{137}Cs from soil to French rivers: a study on sediment and biological indicators. *J. Environ. Radioactivity*. 2003. No 68. P. 93–114.
290. Wang A. X., Wang X. F., Ren Y. F., et. al. Endo-betamannanase and beta-mannosidase activities in rice grains during and following germination, and the influence of gibberellin and abscisic acid. *Seed Sci. Res.* 2005. No 15. P. 219–227.
291. Wang Jun, Yu Yong, Tian Xiaojing. Effect of γ -ray irradiation on the germinating characteristics of wheat seed. *Radiation Physics and Chemistry*. 2012. No. 81. P. 463–465.
292. Wang Z., You R. Changes in wheat germination following γ -ray irradiation: an in vivo electronic paramagnetic resonance spin-probe. *Environ. Exp. Bot.* 2000. No. 43. P. 219–225.
293. Zheleznyak M. J. The mathematical modelling of radionuclide transport by surface water flow from the vicinity of the Chornobyl Nuclear Power Plant. *Condensed Matter Physics*. 1997. No 12. P. 37–50.
294. Zheleznyak M., Demchenko R. , Khursin S., et. al. Mathematical modelling of radionuclide dispersion in the Prypiat-Dnieper aquatic system after the Chonobyl accident. *The Science of Total Environment*. 1992. vol. 112. P. 89–114.
295. Zheleznyak M., Tkalich P., Lyashenko G., Marinets A. V. Radionuclide aquatic dispersion model – first approach to integration into the EC decision-support system on a basis of post-Chonobyl experience. *Radiation Protection Dosimetry*. 1993. Vol. 6. P. 37–43.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

Кореляція r між показниками життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного та СППБРД від інкорпорованих радіонуклідів (досліди 1-3)

Таблиця A.1

Коефіцієнт кореляції r між показниками життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного та СППБРД

Показник*	r	t_{st}	Рівень значущості P							P , за яких r вірогідне
			0,60	0,70	0,80	0,90	0,95	0,99	0,999	
			t_{st} табл.							
Дослід 1 (число степенів свободи $k = 5$)										
С	-0,38	-0,93	0,92	1,16	1,48	2,02	2,57	4,03	6,87	Зв'язок слабкий
ЕП	-0,59	-1,61								$P < 0,90$
В	-0,49	-1,24								Зв'язок слабкий
Ж	-0,46	-1,15								Зв'язок слабкий
Дослід 2 (число степенів свободи $k = 5$)										
С	0,50	1,29	0,92	1,16	1,48	2,02	2,57	4,03	6,87	Зв'язок слабкий
ЕП	0,57	1,55								$P < 0,90$
В	-0,69	-2,14								$P < 0,95$
Ж	0,16	0,37								Зв'язок слабкий
Дослід 3 (число степенів свободи $k = 4$)										
С	О	0,47	1,06	0,94	1,19	1,53	2,13	2,78	4,60	8,61
	К	0,74	2,21							
ЕП	О	0,48	1,09							
	К	0,51	1,20							
В	О	0,64	1,68							
	К	0,11	0,23							
Ж	О	0,60	1,48							
	К	0,70	1,95							

Примітка:

*Показники життєздатності насіннєвого потомства:

С – схожість;

ЕП – енергія проростання;

В – виживаність паростків;

Ж – життєздатність насіння;

О – додатково опромінені зернівки;

К – контроль;

t_{st} – критерій Стьюдента розрахований.

ДОДАТОК Б

Кореляція r між показниками аномалій насіннєвих паростків очерету звичайного та СППБРД від інкорпорованих радіонуклідів (досліди 1-3)

Таблиця Б.1

Коефіцієнт кореляції r між аномаліями насіннєвого потомства очерету

Показник*	r	t_{st}	Рівень значущості P							P , за яких r вірогідне			
			0,60	0,70	0,80	0,90	0,95	0,99	0,999				
t_{st} табл.													
Дослід 1 (число степенів сваободи $k = 5$)													
1	0,57	1,53	0,92	1,16	1,48	2,02	2,57	4,03	6,87	$P < 0,90$			
2	-0,03	-0,06								Зв'язок слабкий			
3	-0,25	-0,57								Зв'язок слабкий			
4	0,36	0,85								Зв'язок слабкий			
Дослід 2 (число степенів сваободи $k = 5$)													
1	0,02	0,04	0,92	1,16	1,48	2,02	2,57	4,03	6,87	Зв'язок слабкий			
2	0,60	1,66								$P < 0,90$			
3	-0,46	-1,15								Зв'язок слабкий			
4	0,77	2,67								$P < 0,99$			
Дослід 3 (число степенів сваободи $k = 4$)													
1	O	-0,50	-1,15	0,94	1,19	1,53	2,13	2,78	4,60	8,61	Зв'язок слабкий		
	K	-0,31	-0,66								Зв'язок слабкий		
2	O	-0,32	-0,68								Зв'язок слабкий		
	K	0,02	0,03								Зв'язок слабкий		
3	O	-0,69	-1,91								$P < 0,90$		
	K	-0,05	-0,11								Зв'язок слабкий		
4	O	-0,64	-1,68								$P < 0,90$		
	K	-0,11	-0,23								Зв'язок слабкий		

звичайного та СППБРД

Примітка:

*Показники аномалій паростків, сумісних з життєздатністю насіння:

1 – порушення геотропізму;

2 – порушення органогенезу;

3 – хлорофільні аномалії листка;

4 – некрози коренів (% від схожих);

O – додатково опромінені зернівки;

K – контроль;

t_{st} – критерій Стьюдента розрахований.

ДОДАТОК В

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових виданнях

1. Шевцова Н.Л., **Явнюк А.А.**, Гудков Д.І. Вплив хронічної дії іонізуючої радіації на насіннєве потомство очерету звичайного у водоймах Чорнобильської зони відчуження. *Доповіді НАН України*. 2012. № 3. С. 162–167. (обробка даних, участь у аналізі даних та написанні статті).
2. Shevtsova, N.L., **Yavniuk, A.A.**, Gudkov, D.I. Effect of rest period on germination of the common reed seeds from the water bodies of the Chernobyl exclusion zone. *Hydrobiological Journal* 2014. Vol. 50. Iss. 5. P.7888. (обробка даних, участь у аналізі даних та написанні статті).
3. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Аномалії паростків очерету звичайного у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2014. №1. Т. 58. С. 71–76. (обробка даних, участь у аналізі даних та написанні статті,).
4. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Оцінка впливу додаткового радіаційного опромінення на морфометричні показники насіннєвих паростків *Phragmites australis* із водойм Чорнобильської зони відчуження. *Український ботанічний журнал*. 2015. № 5. Т. 72. С. 446–453. (участь у проведенні експериментів, обробці даних, аналізі та написанні статті).
5. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Аномалії проростання насіння очерету звичайного з водойм Чорнобильської зони відчуження за умов додаткового гострого йонізувального опромінення. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2016. № 1 (65). С. 51–60. (участь у проведенні експериментів, обробці даних, аналізі та написанні статті).
6. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A., Dzyubenko E.V., **Yavnyuk A.A.**, Kaglyan A.Ye., Nazarov A.B. Aquatic plants and animals in the Chernobyl exclusion zone:

effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization. *Genetics, Evolution and Radiation* / V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtomov, C. Seymour (Eds.). Cham: Springer International Publishing AG, 2016. P. 287–302. (*обробка експериментальних даних та участь у їх аналізі*).

Патенти

1. Кутлахмедов Ю.О., Матвєєва І.В., Кравець М.О., **Явнюк А.А.**, Петрусенко В.П., Боруль Н.В. Спосіб реконструкції та прогнозу забруднення екосистеми полютантами: пат. 101677 Україна: МПК 2015.01; заявл. 02.04.15, опубл. 25.09.15, Бюл. №18. (*обробка та аналіз даних, розробка математичних моделей, участь у створенні патенту*).

Статті у інших періодичних наукових виданнях

1. Гудков Д.І., Шевцова Н.Л., **Явнюк А.А.** Вплив хронічного іонізуючого опромінення на проростання та схожість насінин очерету звичайного. *Вісник Національного авіаційного університету*. 2011. Вип. 47. № 2. С. 131–136. (*обробка, участь у аналізі даних та написанні статті*).

2. Kutlakhmedov Yu.O. **Yavnyuk A.A.** Radionuclides Behaviour Modelling of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Glyboke and Daleke Lakes of Chernobyl Exclusion Zone. *Proceedings of the NAU*. 2013. Vol. 54. No 1. P. 101–105. (*обробка та аналіз експериментальних даних, участь у написанні статті*).

3. Шевцова Н.Л., Гудков Д.І., **Явнюк А.А.** Оцінка життєздатності насіннєвого потомства очерету звичайного в умовах тривалого радіаційного опромінення. *Вісник Житомирського національного агроекологічного університету*. 2016. №1 (55). Т. 3. С. 54–65. (*обробка даних, участь у аналізі та написанні статті*).

Матеріали та тези доповідей конференцій

1. **Yavnyuk A.A.**, Protsenko O.N., Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Some Morphological and Productional Changes of Hydrobionts within the Chernobyl Accident Exclusion Zone. *37th Annual Meeting of the European Radiation Research Society: Abstract book* (Prague, Czech Republic, 26th – 29th August 2009). Prague: 2009. P 126. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

2. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.И., Левченко Я.И. Показатели жизнеспособности семян тростника обыкновенного в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения. *Сахаровские чтения 2010 года: экологические проблемы XXI века: материалы 10-й международной научной конференции* (г. Минск, Республика Беларусь, 20 – 21 мая 2010 г. В 2 ч.). Минск: МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2010. Ч. 2. С. 60–61. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

3. Гудков Д.И., Шевцова Н.Л., Дзюбенко Е.В. Назаров А.Б., Проценко О.Н., **Явнюк А.А.** Эффекты хронического радиационного воздействия у гидробионтов чернобыльской зоны отчуждения. *Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: материалы VI Международной научно-практической конференции* (г. Семей, Казахстан, 4–7 февраля 2010 г.). Семей: 2010. Т. 2. Секц. 7. С. 354–359. (*Обробка та участь у аналізі експериментальних даних*).

4. Шевцова Н.Л., **Явнюк А.А.**, Гудков Д.І. Аналіз показників життєздатності насіння очерету звичайного у водоймах Чорнобильської зони відчуження. *Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: збірка тез міжнародної конференції* (м. Київ, 20–22 квітня 2011 р.). К: 2011. С. 241–242. (*Обробка даних та участь у аналізі та написанні тез*).

5. Шевцова Н.Л., Гудков Д.І., Каглян О.Є., **Явнюк А.А.** Вплив низькодозового хронічного опромінення на генетичні, морфологічні та репродуктивні показники очерета звичайного у водоймах Чорнобильської зони відчуження *Двадцать п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: збірка тез міжнародної конференції* (м. Київ, 20–22 квітня 2011 р.). К: 2011. С. 243–244. (*Обробка експериментальних даних, участь у аналізі та написанні тез*).

6. **Yavnyuk A.A.**, Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Study of Abnormalities During Early Ontogenesis of the Common Reed's Germs in Conditions of Long-Term Ionizing Radiation Impact. *14th International Congress of Radiation Research: abstract book* (Warszawa, Poland, 28 August – 1 September 2011). Warszawa: 2011. P 236. (*Написання тез, обробка та участь у аналізі експериментальних даних*).
7. **Yavnyuk A.A.**, Shevtsova N.L., Gudkov D.I. The Common Reed Seeds' Viability from Water-Bodies with Different Levels of Radioactive Contamination. *13th International Congress of the International Radiation Protection Association: IRPA13 abstracts* (Glasgow, Great Britain, 13–18 May, 2012). Glasgow: 2012. P. 1103. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).
8. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Вплив хронічного йонізувального випромінення на життєздатність насіння очерету звичайного у водоймах різного типу в Чорнобильській зоні відчуження. *Екологічна безпека держави: тези доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих вчених та студентів* (м. Київ, 17–18 квітня 2012 р.). К.: НАУ, 2012. С. 201–202. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).
9. Шевцова Н.Л., **Явнюк А.А.**, Гудков Д.І. Вищі водні рослини в екологічному нормуванні. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції* (м. Алушта, АР Крим 10–14 вересня 2012 р.). Харків: 2012. С. 212–218. (*Обробка експериментальних даних, участь у аналізі даних та написанні тез*).
10. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Эффекты малых доз ионизирующего излучения у тростника обыкновенного в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения. *Малые дозы: материалы Международной научной конференции, посвященной 25-летию Института радиобиологии НАН Беларусь* (г. Минск, Республика Беларусь, 26–28 сентября 2012 г.). Минск: Институт радиобиологии, 2012. С. 157–159. (*Участь у написанні тез, обробці та аналізі експериментальних даних*).
11. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Ефекти хронічного та гострого йонізувального випромінення в очерету звичайного у водоймах Чорнобильської зони

відчуження. *Екологічна безпека держави: тези доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів* (м. Київ, 16–18 квітня 2013 р.). К.: НАУ, 2013. С. 203–204. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

12. **Iavniuk A.A.**, Kutlakhmedov Iu. O. Box Models of ^{137}Cs and ^{90}Sr Radionuclides Migration in Glyboke and Daleke Lakes within Chernobyl Exclusion Zone. *IV Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю: матеріали міжнародної конференції* (м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р.). Вінниця: видавництво ВНТУ, 2013. С. 436–438. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

13. **Явнюк А.А.** Життєздатність паростків очерету звичайного за умов хронічного та гострого впливу йонізувального випромінення. *Актуальні проблеми сучасної гідроекології: збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 95-річчю заснування Національної академії наук України* (м. Київ, 5–6 листопада 2013 р.). К.: Інститут гідробіології НАНУ, 2013. С. 104–105. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

14. **Iavniuk A.**, Shevtsova N., Gudkov D. Dynamics of growth processes of the common reed's seed from water bodies in the Chernobyl exclusion zone after additional irradiation. *Third International Conference on Radiation and Applications in Various Fields of Research: book of abstracts* (Budva, Montenegro, June 8–12, 2015). Budva, 2015. P. 456. (*Обробка даних, участь у аналізі та написанні тез*).

15. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Ростові процеси паростків насіння очерету звичайного в умовах хронічного та додаткового гострого йонізувального опромінення. *VI з'їзд Радіобіологічного товариства України: тези доповідей* (м. Київ, 5–9 жовтня 2015 р.). К., 2015. С. 139. (*Обробка даних, участь у аналізі та написанні тез*).

16. **Явнюк А.А.**, Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Аномалії паростків насіння очерету звичайного з водойм Чорнобильської зони відчуження за умов додаткового йонізувального опромінення. *XXIII щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України: тези доповідей* (м. Київ, 1–5 лютого 2016 р.). К., 2016. С. 198–199. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

17. Явнюк А.А., Кутлахмедов Ю.О. Камерні моделі поведінки радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в озері Глибоке Чорнобильської зони відчуження. III науково-практична конференція молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем»: збірник матеріалів (м. Київ, 6–7 жовтня 2016 р). К.: Інститут гідробіології НАНУ, 2016. С. 60–62. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).
18. Явнюк А.А., Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Порушення розвитку насіннєвого потомства очерету звичайного *Phragmites australis* за умов радіонуклідного забруднення водойм. XXIV Щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України: тези доповідей (м. Київ, 10–13 квітня 2017 р.). К., 2017. С. 217–218. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).
19. Явнюк А.А., Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Вплив тривалості латентного періоду та режимів опромінення на життєздатність насіннєвого потомства очерету звичайного з водойм Чорнобильської зони відчуження. Вода: проблеми та шляхи вирішення: збірник статей Науково-практичної конференції із міжнародною участю (м. Житомир, 5–8 липня 2017 р.). Житомир: Вид-во ЕЦ «Укрекобіокон», 2017. С. 299–304. (*Участь у написанні статті, обробці та аналізі експериментальних даних*).
20. Iavniuk A., Shevtsova N., Gudkov D. Disorders of the initial ontogenesis of seed progeny of the common reed (*Phragmites australis*) from water bodies within the Chernobyl Exclusion Zone. 4th International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity: Abstracts Book (Berlin, Germany, 3–8 September, 2017). Berlin, 2017. P. 680–682. (*Обробка даних, участь у аналізі та написанні тез*).
21. Явнюк А.А., Шевцова Н.Л., Гудков Д.І. Лінійні показники паростків насіння очерету звичайного з водойм Чорнобильської зони відчуження за умов додаткового гострого опромінення. XXV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України: тези доповіді (м. Київ, 16–20 квітня 2018 р.). К.: Інт ядерних дослідж., 2018. С. 202–204. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).

22. Явнюк А.А., Шевцова Н.Л. Показники життєздатності насінневого потомства очерету звичайного водойм Чорнобильської зони відчуження за додаткового опромінення. *Міжнародна науково-практична конференція «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення»*: тези доповіді (м. Житомир, 26–27 квітня 2018 р.). Житомир: ЖНАЕУ, 2018. С. 334–338. (*Написання тез, обробка та аналіз експериментальних даних*).