МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ПОЛІСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет Лісового господарства та екології

Кафедра загальної екології

Кваліфікаційна робота

на правах рукопису

Поварчук Антон Іванович

УДК 574.64:594.38

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

ОЦІНКА ВПЛИВУ РАДІОНУКЛІДІВ НА ФОРМУВАННЯ ТА ПЕРЕРОЗПОДІЛ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ ГІДРОБІОНТІВ У ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Спеціальність 101 – Екологія

Подається на здобуття освітнього ступеня Магістр

Науково-професійна робота містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Поварчук А. І.

Науковий керівник

Пінкіна Т.В.

канд. біол. наук, доцент

Житомир-2021

ЗМІСТ

ВСТУП …….....		6
Розділ 1.	ОСОБЛИВОСТІ ЗАБРУДНЕННЯ БІОТИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ РАДІОНУКЛІДАМИ (ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД) …….....**.....**	10
1.1.	Забруднення території та водойм Чорнобильської зони відчуження……..	10
1.2.	Роль гідробіонтів у міграції та акумуляції радіонуклідів у екосистемах водойм ЧЗВ……	11
1.3.	Особливості геохімічної міграції радіоактивних речовин…..	13
Розділ 2.	ПРОГРАМА, МЕТОДИКА ТА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРЕДМЕТУ ДОСЛІДЖЕНЬ…… …….....	14
2.1	Програма проведення досліджень……	14
2.2	Методика проведення досліджень……..	14
2.3	Характеристика умов проведення досліджень……	17
Розділ 3.	ОЦІНКА ВПЛИВУ РАДІОНУКЛІДІВ НА ФОРМУВАННЯ ДОЗ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ РІЗНИХ ГРУП ГІДРОБІОНТІВ……	19
3.1.	Дозові навантаження радіонуклідів на водяну рослинність ….	20
3.2.	Дозові навантаження радіонуклідів на двостулкових молюсків	28
3.3.	Перерозподіл та особливості трансформації дозоформувальних радіонуклідів у водних екосистемах ЧЗВ……	33
ВИСНОВКИ……		36
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ…….....		38

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЖИТОМИРСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ФАКУЛЬТЕТ ЕКОЛОГІЇ І ПРАВА

Кафедра Загальної екології
Спеціальність 101 “Екологія ”

“**ЗАТВЕРДЖУЮ”**
Завідувач випускної кафедри
_____
“ ___ ”_____2019 р.

ЗАВДАННЯ
на кваліфікаційну роботу

_____
(прізвище, імя по-батькові)

1. Тема роботи _____
_____
затверджена наказом №_____ від “____” _____ 20 р.
2. Термін подання роботи _____
3. Предмет дослідження _____
4.Об’єкт дослідження_____
_____
5.Методи дослідження_____
_____
6. Інформаційна база дослідження
_____
_____
7. Зміст роботи (перелік питань, які потрібно розробити_____
8. Перелік графічного матеріалу
_____
9. Дата видачі завдання _____
Керівник _____
(науковий ступінь, вчене звання) (підпис) (прізвище ,ім’я, по батькові)
Завдання прийняв до виконання _____
(підпис) (прізвище ,ім’я, по батькові)

_____

Здобувач вищої освіти _____

(підпис) (прізвище ,ім’я, по батькові)

_____ _____

_____

Керівник роботи

(науковий ступінь, вчене звання) (підпис) (прізвище ,ім’я, по батькові)

«_____»_____20____р

АНОТАЦІЯ

Поварчук А.І. Оцінка впливу радіонуклідів на формування та перерозподіл доз опромінення гідробіонтів у водоймах Чорнобильської зони відчуження – Кваліфікаційна робота на правах рукопису.

Кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня магістра за спеціальністю 101 – Екологія. – Поліський національний університет, Житомир, 2021.

Кваліфікаційна робота присвячена проблемі забруднення водних екосистем радіонуклідами та питанням розподілу радіоактивних речовин і, зокрема, формуванню дозових навантажень на гідробіонтів. Головними дозоформувальними радіонуклідами у водоймах Чорнобильської зони відчуження є біофільні елементи ^{90}Sr та ^{137}Cs, тому їхній вплив на формування та перерозподіл доз опромінення біоти водних екосистем є, безперечно, актуальним. У водному середовищі радіонукліди здатні мігрувати і накопичуються та перерозподіляються між основними компонентами водних біоценозів, зокрема, в різних групах гідробіонтів. Проведено аналіз вмісту фізико-хімічних форм радіонуклідів у водяних рослинах і двостулкових молюсках. Здійснена оцінка дозових навантажень за рахунок вмісту різних фізико-хімічних форм радіонуклідів у тканинах водяних рослин та двостулкових молюсків. Така оцінка може бути використана для прогнозування можливих екологічних наслідків антропогенного, зокрема, техногенного надходження радіонуклідів у прісноводні екосистеми. Отримані у результаті дослідження дані можуть бути застосовані для вивчення питань щодо знаходження радіонуклідів у гідробіонтах різних систематичних груп та їхньої кумуляції на різних рівнях організації живої матерії.

Ключові слова: ^{90}Sr, ^{137}Cs, фізико-хімічні форми радіонуклідів, водяна рослинність, двостулкові молюски, Чорнобильська зона відчуження.

ANNOTATION

Povarchuk A. I. Assessment of radionuclides influence on the formation and redistribution of irradiation doses of hydrobionts in the reservoirs of the Chornobyl Exclusion Zone – Qualifying work printed as manuscript.

Qualification work for the master's degree in specialty 101 – Ecology. – Polissia National University, Zhytomyr, 2021.

Qualification work is devoted to the problem of aquatic ecosystems contamination with radionuclides and the distribution of radioactive substances and, in particular, the formation of dose loads on aquatic organisms. The main dose-forming radionuclides in the reservoirs of the Chornobyl Exclusion Zone are biophilic elements ^{90}Sr and ^{137}Cs, so their influence on the formation and redistribution of radiation doses of aquatic ecosystems biota is undoubtedly relevant. In the aquatic environment, radionuclides are able to migrate and accumulate and redistribute between the main components of aquatic biocenoses, in particular, in different groups of aquatic organisms. The analysis of the content of physicochemical forms of radionuclides in aquatic plants and bivalve mollusks is carried out. Dose loads were estimated due to the content of various physicochemical forms of radionuclides in the tissues of aquatic plants and bivalves. This assessment can be used to predict the possible environmental consequences of anthropogenic, in particular, man-made input of radionuclides into freshwater ecosystems. The data obtained as a result of the study can be used to study the issues of finding radionuclides in aquatic organisms of different systematic groups and their accumulation at different levels of living matter organization.

Keywords*:* ^{90}Sr, ^{137}Cs, physico-chemical forms of radionuclides, aquatic vegetation, bivalve molluscs, Chernobyl Exclusion Zone.

ВСТУП

Актуальність теми дослідження. Забруднення радіонуклідами природних об'єктів – є досить небезпечним екологічним наслідком аварійних ситуацій на підприємствах ядерно-паливного циклу. Серед них найбільш значимою є аварія на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) 26 квітня 1986 р. (колишній СРСР). Чорнобильська катастрофа призвела до забруднення значних територій України, Республіки Білорусь, Російської Федерації та низки країн Європи радіонуклідами. Більшість радіонуклідів, які потрапили у навколишнє середовище після аварії перестали відігравати значну роль у забрудненні внаслідок нетривалого періоду напіврозпаду. Тому радіоекологічна ситуація на забрудненій території нашої країни почала визначатися переважно ^{90}Sr та ^{137}Cs [3, 9, 13]. Радіонукліди активно долучаються до природних біогеохімічних циклів і спричиняють довготривалий негативний вплив на живі організми, акумулюючись в них [19].

У більшості проведених досліджень перевага надається питанням аналізу валового вмісту радіонуклідів у біоті, проте питанням розподілу радіоактивних речовин, а також формуванню доз навантаження на біоту приділяється менше уваги. Головними дозоформувальними радіонуклідами у водоймах Чорнобильської зони відчуження є біофільні елементи ^{90}Sr та ^{137}Cs, тому їхній вплив на формування та перерозподіл доз опромінення живих організмів водних екосистем є, безперечно, актуальним. Оцінка дозових навантажень за рахунок вмісту різних фізико-хімічних форм радіонуклідів у тканинах водяних рослин та двостулкових молюсків може бути використана для прогнозування можливих екологічних наслідків антропогенного, зокрема, техногенного надходження радіонуклідів у прісноводні екосистеми. Отримані у результаті дослідження дані можуть бути застосовані для вивчення питань щодо знаходження радіонуклідів у гідробіонтах різних

систематичних груп та їхньої кумуляції на різних рівнях організації живої матерії.

Мета та завдання дослідження. Метою роботи є оцінка ролі різних груп гідробіонтів у процесах міграції та трансформації фізико-хімічних форм ^{137}Cs та ^{90}Sr у гідробіоценозах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ).

Для досягнення цієї мети потрібно було вирішити наступні завдання:

- Провести аналіз вмісту фізико-хімічних форм радіонуклідів у деяких видах водяних рослин і двостулкових молюсків.
- Оцінити вплив ^{137}Cs та ^{90}Sr на формування доз опромінення різних груп гідробіонтів.
- Оцінити дозові навантаження у тканинах двостулкових молюсків та водяних рослин за рахунок вмісту в них фізико-хімічних форм радіонуклідів.

Об'єкт дослідження: міграційна здатність та трансформація фізико-хімічних форм радіонуклідів у компонентах прісноводних гідробіоценозів.

Предмет дослідження: фізико-хімічні форми ^{137}Cs та ^{90}Sr у двостулкових молюсках та водяних рослинах.

Методи дослідження: радіоекологічні та гідробіологічні методи польових досліджень; спектрометричні та радіохімічні методи вимірювання питомої активності радіонуклідів в біотичних компонентах водних екосистем; інструментальні, комп'ютерні та математичні методи розрахунку доз внутрішнього опромінення; статистичні методи аналізу отриманих даних.

Наукова новизна отриманих результатів. У проведених дослідженнях вперше здійснено радіохімічне фракціонування фізико-хімічних форм ^{137}Cs та ^{90}Sr у двостулкових молюсках; за рахунок вмісту радіонуклідів різних фізико-хімічних форм оцінено дозові навантаження внутрішнього опромінення гідробіонтів.

Практичне значення отриманих результатів. Проведені дослідження є необхідною та важливою складовою при вивченні питань відновлення та

функціонування прісноводних екосистем в умовах впливу підприємств атомної енергетики. Отримані нами результати можна використати для оцінювання формування доз опромінення у залежності від фізико-хімічних форм знаходження радіонуклідів у гідробіонтах та їхньої локалізації в організмах, а також для оцінки міграційної здатності різних форм радіонуклідів у гідробіоценозах. Здійснене оцінювання дозових навантажень за рахунок вмісту різних форм радіонуклідів у тканинах двостулкових молюсків та водяних рослин може бути використане для прогнозу ймовірних екологічних наслідків надходження радіонуклідів техногенної природи у прісноводні екосистеми.

Апробація результатів дослідження. Результати кваліфікаційної роботи були оприлюднені на XVI-й Всеукраїнській науково-практичній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Екологія. Наука. Практика-2020» (м. Житомир); XI-ій Всеукраїнській науково-практичній конференції з міжнародною участю «Біологічні дослідження-2020» (м. Житомир); III Всеукр. наук.-практ. конф. «Водні та наземні екосистеми та збереження їх біорізноманіття» (м. Житомир).

Публікації за темою роботи:

1. Поварчук А.І. Радіаційне забруднення водного середовища та вплив іонізуючого випромінювання на гідробіонтів / А.І. Поварчук // Екологія. Наука. Практика-2020: мат. XVI-ї Всеукр. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених – Житомир, 2020. – С. 97-101.

2. Пінкіна Т. В. Вплив іонізуючого опромінення на кладки молюсків (*Gastropoda*) із водойм Чорнобильської зони відчуження / Т.В. Пінкіна, А. І. Поварчук // Біологічні дослідження – 2020: зб. наук. пр.– Житомир: Рута, 2020. – 179-181.

3. Пінкіна Т.В. Морфогенетичні показники прісноводних молюсків із водойм Чорнобильської зони відчуження / Т. В. Пінкіна, А. І. Поварчук // III

Всеукр. наук.-практ. конф. «Водні та наземні екосистеми та збереження їх біорізноманіття»: зб. наук праць. – С. 140–143.

Основні положення, що виносяться на захист:

- постійно діючим чинником у водних екосистемах, котрі зазнали радіаційного впливу, є радіоактивні елементи. З огляду на проблеми, які виникають внаслідок аварій на підприємствах атомної енергетики, значущість цього фактора постійно зростає;

- водність року впливає на радіаційний стан озер і річок ЧЗВ та на винесення ними радіонуклідів;

- прісноводні молюски мають суттєве значення у процесах біоакумуляції та перерозподілу радіонуклідів у водних екосистемах, тому їх відносять до видів-моніторів радіоактивного забруднення водойм;

- угруповання водяних рослин домінують за біомасою серед компонентів прісноводних екосистем і відіграють значну роль у самоочищенні вод;

- у результаті змиваня радіонуклідів із території водозбору фітоценози вищих водяних рослин накопичують і осаджують на зависях радіонукліди, виводячи їх на певний час із колообігу речовин, а це, в свою чергу, перешкоджає подальшому їх розповсюдженню;

- близько 60% ^{137}Cs у листках рослин знаходиться у мінеральному залишку. У корінні водяних рослин зафіксовано переважання катіонів ^{137}Cs, зв’язаних з органічною речовиною;

- майже для усіх видів рослин, використаних у досліді, переважає поглинена доза від ^{90}Sr у формі позаклітинних слабкозв’язаних сорбованих катіонів. Переважний внесок ^{137}Cs у внутрішню дозу опромінення водяних рослин складають зв’язані форми;

- у потужність поглиненої дози максимальну частку від інкорпорованого ^{137}Cs вносить мінеральний залишок та обмінні форми, а ^{90}Sr – кислоторозчинна та органічна форми.

РОЗДІЛ 1

ОСОБЛИВОСТІ ЗАБРУДНЕННЯ БІОТИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ РАДІОНУКЛІДАМИ (ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД)

1.1. Забруднення території та водойм Чорнобильської зони відчуження

Під час аварії на четвертому енергоблоці ЧАЕС відбулася його розгерметизація і в навколишнє середовище потрапили продукти розпаду хімічних елементів і ядерне паливо [36]. Поверхневі води відразу після аварії забруднювались через випадання радіонуклідів безпосередньо на їх поверхню, що стало причиною значних концентрацій радіонуклідів у воді [10]. Так, впродовж перших 14 днів після аварії максимальна величина сумарної бета-активності вод у річці Прип'ять досягала $1 \cdot 10^5$–$3{,}7 \cdot 10^5$ Бк/л [5, 23, 26, 32]. Такі процеси певною мірою залежать від фізико-хімічних форм існування радіонуклідів у викидах. Збільшення акумуляції радіонуклідів у донних відкладах пов'язане з їх накопиченням водяною рослинністю, оскільки вегетативна маса щорічно відмирає. Найбільш значну радіологічну небезпеку наразі становлять ^{90}Sr, ^{137}Cs та трансуранові елементи [31]. Саме тому, вивчення особливостей поведінки цих радіонуклідів у прісноводних екосистемах є досить актуальним.

Отже, радіоактивні елементи можна віднести до постійно діючого чинника у водних біоценозах, котрі зазнали радіаційного впливу [33, 38]. Значення цього фактора зростає, оскільки через аварії на підприємствах атомної енергетики виникають значні проблеми. Таким чином, потрібно вивчати процеси локалізації та перерозподілу радіонуклідів у абіотичних і біотичних компонентах водних екосистем.

Водні об'єкти ЧАЕС представлені межиріччями рік Прип'ять і Дніпро, де знаходяться більшість водних об'єктів і куди входять стариці, затони та

озера. Правобережна заплава р. Прип'ять представлена водоймами, котрі входять до ближньої зони атомної станції. Сюди відносяться Шепеличський, Семиходівський та Прип'ятський затони, а також озеро Азбучин. На лівобережжі заплави розташовуються озера Глибоке, Вершина, Далеке, Зимовище, Красненська стариця та інші. Тут зосереджена майже половина радіоактивних речовин, які випали у період Чорнобильської аварії на заплавну територію р. Прип'ять у межах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ). Найбільша щільність радіоактивного забруднення ґрунтів спостерігається в районах озер Вершина та Глибоке [30, 35]. Основним шляхом виносу радіонуклідів за межі ЧЗВ є поверхневі води. Найбільш забрудненими водоймами зони відчуження є озера Далеке та Глибоке, а також водойма охолоджувач (ВО ЧАЕС) [4].

1.2. Роль гідробіонтів у міграції та акумуляції радіонуклідів у екосистемах водойм ЧЗВ

Різні групи гідробіонтів грають досить значну роль в міграції та акумуляції радіоактивних речовин в екосистемах водойм Чорнобильської зони відчуження.

Молюсків відносять до видів-моніторів радіоактивного забруднення прісних водойм, оскільки вони мають значну біомасу серед представників водної фауни [14, 15] і відіграють суттєву роль у процесах біоакумуляції та перерозподілу радіоактивних речовин у водних екосистемах.

Найбільш масовим видом серед молюсків водойм ЧЗВ є ставковик звичайний (*Lymnaea stagnalis* L.). У водах оз. Глибокого зі ставковиком трапляється також витушка рогоподібна (*Planorbarius corneus* L.). У водоймі охолоджувачі ЧАЕС найбільш масовими видами є двостулкові молюски дрейсена бузька (*Dreissena bugensis* L.) і дрейсена мінлива (*Dreissena polymorpha* L.), а у водах озера Далекого та р. Прип'ять – живорідка

(*Viviparus viviparus* L.) та молюски роду перлівниця (*Unio*). Характер забруднення водних об'єктів ^{137}Cs та ^{90}Sr відбиває їх вміст у молюсках, які є природними біофільтрами (особливо *Dreissena* та *Unio*) Найбільші значення коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs відзначені для *Unio* – близько 500, а для ^{90}Sr у *Dreissena* – більше 1100 [15]. Наразі радіоактивність двостулкових молюсків ЧЗВ є мало дослідженою у порівнянні з рештою гідробіонтів.

Високим продукційним потенціалом і здатністю активно поглинати радіоактивні речовини володіють вищі водяні рослини (ВВР), оскільки вони здатні поглинати радіоактивні речовини з води та донних відкладів [16]. Фітоценози макрофітів виконують функцію природного біофільтру за умови змиву радіонуклідів із території водозбору. У результаті осадження на зависях і накопичення радіоактивних елементів у ВВР, останні на певний час виводять їх із колообігу речовин та перешкоджають подальшому їх розповсюдженню. Спостерігається позитивна кореляція активності радіонуклідів у тканинах макрофітів з концентрацією ^{137}Cs і ^{90}Sr у водах цих водойм впродовж вегетаційного періоду [1, 2, 11].

^{137}Cs і ^{90}Sr, які є тривало існуючими елементами, здатні інтенсивно накопичуватися водяними рослинами і, наразі, є головними дозоформувальними радіонуклідами у водоймах ЧЗВ. Тому вивчення фізико-хімічних форм знаходження радіоактивних речовин у макрофітах водойм має значення, щоби розуміти процеси перерозподілу та міграції радіонуклідів серед компонентів прісноводних екосистем. Для проведення радіоекологічного моніторингу у водоймах ЧЗВ зручним об'єктом серед макрофітів є *Phragmites australis*, зарості якого мають максимальні коефіцієнти накопичення по ^{90}Sr та ^{137}Cs, у порівнянні з іншими масовими видами. Зручними для досліджень є також види: *Cladophora glomerata* (L.) Kutz, *Stratiotes aloides* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Typha angustifolia* L., котрі визначаються як типові представники заплавних водойм Полісся [15].

1.3. Особливості геохімічної міграції радіоактивних речовин

Первинне забруднення довкілля радіоактивними речовинами після катастрофи на ЧАЕС характеризується фізико-хімічним станом викиду та особливостями геохімічної міграції речовини, яка викинута [6, 7, 28].

Впродовж періоду після аварії радіонукліди у зоні відчуження підлягають процесам біогеохімічної міграції. Вторинне забруднення водних екосистем здійснювалось у результаті трансформації та накопичення гідробіонтами фізико-хімічних форм радіоактивних речовин. Оскільки ^{137}Cs і ^{90}Sr належать до біологічно доступних елементів – виникає необхідність дослідження фізико-хімічних форм їх знаходження у ВВР, котрі є первинною ланкою ланцюгів живлення у водних екосистемах [29, 34].

На жаль, у науковій літературі є досить мало даних щодо перерозподілу радіонуклідів між різними компонентами водних екосистем [37, 39]. Виходячи з цього, дослідження шляхів міграції фізико-хімічних форм радіонуклідів у молюсках та водяних рослинах є, наразі, актуальним. Молюски накопичують у своєму тілі значні кількості радіонуклідів з води.

Щодо вивчення питомого вмісту важких металів і радіонуклідів у молюсках існує чимало інформації [13, 14, 15, 20, 22, 24]. Однак надзвичайно мало даних стосовно дослідження вмісту радіоактивних речовин у мушлях та м’яких тканинах двостулкових молюсків.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Програма проведення досліджень

У відповідності до зазначеної мети задля вирішення запропонованих задач програма досліджень передбачала наступне:

- проведення бібліографічного пошуку з приводу висвітлення проблеми, яка досліджується, в літературних джерелах та обґрунтування обраного напрямку досліджень;

- розробку календарного плану (1,5 року) проведення досліджень та ознайомлення з основними методиками їх проведення;

- ознайомлення з характеристикою абіотичних і біотичних об’єктів дослідження у водоймах;

- опанування методів польових виїзних досліджень;

- опанування методів визначення фізико-хімічних форм радіонуклідів у біологічних об’єктах;

- визначення видової належності досліджуваних біологічних об’єктів;

- аналіз та відбір проб водяної рослинності;

- відбір та аналіз молюсків із водойм Чорнобильскої зони відчуження;

- статистичну обробку отриманих результатів досліджень та формулювання висновків.

2.2. Матеріал і методика досліджень

Матеріал. У роботі використані дані отримані і люб’язно надані відділом радіобіології Інституту гідробіології НАН України, зібрані у період з 2017 по 2019 рр. Для дослідження використано водяні рослини та молюсків, які є типовими представниками заплавних водойм Полісся.

Водяні рослини. У дослідженнях використано наступні види рослин: лепешняк великий (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.); очерет звичайний

(*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.); рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.); глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith) та латаття сніжно-біле (*Nymphaea candida* J. et C. Presl); сальвінія плаваюча (*Salvinia natans* (L.) All.); водяний різак алоевидний (*Stratiotes aloides* L.); кушир темно-зелений (*Ceratophyllum demersum* L.).

Двостулкові молюски. Спостерігали наступні види молюсків: дрейсена мінлива (*Dreissena polymorpha* Pall.), клас Bivalvia, родина Dreissenidae, рід Dreissena; дрейсена бузька (*Dreissena bugensis* Andr.), клас Bivalvia, родина Dreissenidae, рід Dreissena; перлівниця клиноподібна (*Unio tumidus* Phil.), клас Bivalvia, родина Unionidae, рід Unio; жабурниця звичайна (*Anodonta cygnaea* L.), клас Bivalvia, родина Unionidae, рід Anodonta.

Методи польових досліджень. Зразки водяної рослинності відбирали (з травня по вересень) упродовж вегетаційного періоду. Неукорінені види вилучали з товщі води вручну, або за допомогою гідробіологічних грабель або відбирали їх з водної поверхні; укорінені – викопували [18, 21]. Відбір молюсків здійснювали в межах прибережної зони водних об'єктів.

Методи визначення фізико-хімічних форм радіонуклідів у біологічних об'єктах. Здійснювали послідовну екстракцію підготованих проб розчинами різних реагентів, що дало можливість розділити проби на фракції згідно фізико-хімічних форм радіонуклідів, в яких вони знаходяться.

Виготовлення препаратів водяних рослин для екстракції. Після відбору рослин їх перебирали та відбирали 50–400 г. Промивали проточною водою і за необхідності подрібнювали. Хімічні склянки, куди уміщали пробу рослин, послідовно заливали розчинами реагентів відповідно до визначеної схеми фракціонування. Фракціонування препаратів рослин здійснювали у послідовності з 6 фракцій.

Послідовна екстракція фізико-хімічних форм радіонуклідів з біомаси водяних рослин. Вивчення розподілу фізико-хімічних форм ^{137}Cs та ^{90}Sr здійснювали в типових представниках водяної рослинності заплавних

водойм Полісся, у їх сирій біомасі та у висушених пробах. Дослідження проводили методом послідовної екстракції згідно методики [17]. У роботі досліджено шість фізико-хімічних форм радіонуклідів: 1 – розчинені позаклітинні катіони; 2 – сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони; 3 – сорбовані позаклітинні катіони; 4 – внутрішньоклітинні катіони; 5 – катіони, зв'язані з органічними речовинами; 6 – мінеральний залишок.

Виготовлення препаратів двостулкових молюсків для екстракції. Заморожені зразки відібраних двостулкових молюсків розбирали за видовою належністю та промивали у проточній воді. Для проведення екстракції м'які тканини уміщали в хімічні ємності. Мушлі висушували до постійної ваги за температури 65ºС. Екстракцію зроблених препаратів проводили згідно запропонованої схеми. Задля фракціонування м'яких тканин та мушлі молюсків виділяли наступні фракції: 1) водорозчинну; 2) обмінну; 3) кислоторозчинну; 4) зв'язану з органічними речовинами; 5) мінеральний залишок.

Послідовна екстракція фізико-хімічних форм радіонуклідів у біомасі двостулкових молюсків. Відбиралися проби тих молюсків, котрі найбільш поширені у водоймах зони відчуження. Розподіл фізико-хімічних форм визначали у *Unio tumidus* з оз. Далеке, *Anodonta cygnea* з оз. Глибоке та *Dreissena* sp. з ВО ЧАЕС. Фізико-хімічні форми ^{137}Cs та ^{90}Sr у зазначених молюсках визначали методом послідовної екстракції на основі відомої методики [17].

Методи вимірювання питомої активності радіонуклідів. У біотичних компонентах питому активність ^{90}Sr та ^{137}Cs визначали радіохімічним методом [1]. Вміст ^{137}Cs вимірювали у виділених фракціях, доводячи розчин до відповідної геометрії на гама-спектрометрі SBS-30 («Green Star», РФ). Вилуговування ^{90}Sr здійснювали розчином дистильованої води та соляної кислоти у співвідношенні 1:1. Питому активність вимірювали за дочірнім продуктом ^{90}Y на установці малого фону УМФ-2000 («Доза», РФ). Відносна похибка знятих даних не перевищувала 20%.

Методи обчислення внутрішньої та зовнішньої дози опромінення гідробіонтів. Оцінку потужності поглиненої дози від інкорпорованих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у тканинах двостулкових молюсків та водяних рослин здійснювали з використанням програмного забезпечення ERICA Assessment Tool 1.0 (Version March 2014). Внутрішню дозу від інкорпорованих радіонуклідів обчислювали згідно існуючих рекомендацій [17]. При цьому було враховано особливості життєвого циклу рослинних організмів та будову їх вегетативних органів. Задля обчислення тих доз, які поглинає вегетативна маса рослин брали до уваги тільки вегетаційний період. У багаторічних рослин (*Phragmites australis* та *Typha angustifolia*) обрахування доз здійснювали з використанням періоду в 1 рік.

Статистичну обробку даних здійснювали із застосуванням загальноприйнятих методів варіаційної статистики.

2.3. Характеристика умов проведення досліджень

Водні об'єкти досліджень. Найбільш забрудненими радіоактивними речовинами водоймами зони відчуження є ВО ЧАЕС, а також озера Далеке та Глибоке (рис. 2.1) [32].

Рис. 2.1. Карта-схема розташування водних об'єктів, де проводились дослідження.

На лівобережжі заплави р. Прип'ять, на відстані 7 км від ЧАЕС, розташоване озеро Глибоке. Площа водної поверхні озера – 0,17 км^2 [52]. У середньому глибина озера становить 3 м, найбільша глибина – 7,1 м. Довжина озера 1,3 км, із найбільшою шириною 255 м. На відстані 3 км від оз. Глибоке та у 4,5 км від ЧАЕС, на території одамбованої ділянки розташоване озеро Далеке. Воно характеризується високим вмістом радіонуклідів в усіх компонентах екосистеми [12]. У південно-східній частині озера розташована заплава шириною близько 5 м і довжиною 40 м. Площа водного дзеркала – 0,01 км^2, а об'єм водних мас в озері складає 0,02 млн. м^3. Вміст радіонуклідів у донних відкладах озера в середньому складав: ^{90}Sr– 37,0, ^{137}Cs – 51,8, $^{238+239+240}$Pu та ^{241}Am – 1,1 ГБк [25].

Водойма охолоджувач ЧАЕС є штучно створеною, на правому березі р. Прип'ять, водоймою. Розташована безпосередньо біля русла річки. Займає площу 22,9 км^2 з об'ємом води до 149 млн. м^3 і глибиною від 2,5 м до 20 м. Басейн водойми обмежений піщаною дамбою заввишки 5,7 м, з-під основи дамби відфільтровується вода, яка потім стікає у р. Прип'ять. Основна функція цієї техногенної споруди – охолодження вод від усіх реакторів атомної електростанції. У результаті розпаду радіонуклідів з коротким періодом напіврозпаду, радіаційний стан ВО почали визначати по особливості міграції та розподілу радіоактивних речовин у компонентах екосистеми водойми, а також за гідротехнічними процесами [8, 27].

РОЗДІЛ 3
ОЦІНКА ВПЛИВУ РАДІОНУКЛІДІВ НА ФОРМУВАННЯ ДОЗ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ РІЗНИХ ГРУП ГІДРОБІОНТІВ

Значення дозових навантажень на біоту водойм значною мірою обумовлені інтенсивністю забруднення біотопу, в якому вони мешкають, радіоактивними речовинами і складається із зовнішньої і внутрішньої дози іонізуючого опромінення. За зовнішнього опромінення головним дозоформувальним чинником є γ-промені, а внеском в нього α-опромінення і β-опромінення можна знехтувати. Навпаки, за внутрішнього опромінення, найбільшої значущості набувають α- та β-випромінюючі радіонукліди. ^{137}Cs (який є джерелом β- і γ-випромінювань і, відповідно, є джерелом як зовнішнього, так і внутрішнього опромінення) та ^{90}Sr (джерело тільки β-випромінювання і внутрішнього опромінення) є тривалоіснуючими радіонуклідами. У результаті розпаду одного атома ^{90}Sr і його дочірнього радіонукліда ^{90}Y утворюється дві β-частинки, причому максимальні енергії цих частинок більші (0,55 і 2,27 МеВ) ніж при розпаді ^{137}Cs (0,51 МеВ), де утворюється одна β-частинка, що робить ^{90}Sr більш небезпечним радіонуклідом при внутрішньому опроміненні живих організмів. Cs за своїми хімічними властивостями є аналогом калію, а Sr – аналогом кальцію. Вони активно залучаються до колообігу і надходять по трофічним ланцюгам в тваринні та рослинні організми. Тому, ключовим завданням будь-яких радіоекологічних досліджень водойм, які зазнали сильного радіонуклідного забруднення, є визначення дозових навантажень, які отримують водні організми за рахунок зовнішніх та внутрішніх джерел іонізуючого опромінення. Оцінка потужності поглинутої дози (ППД) для живих організмів водойм є основою для подальших радіобіологічних досліджень щодо визначення впливу іонізуючої радіації на біоту.

3.1. Дозові навантаження радіонуклідів на водяну рослинність

У дослідженні ми розрахували та порівняли потужність поглинутої дози зовнішньої та внутрішньої доз опромінення, котрі можуть отримати органи рослини у водоймах ЧЗВ від ^{90}Sr і ^{137}Cs, а також оцінили внесок фізико-хімічних форм цих радіонуклідів у внутрішню ППД.

Забруднені вода, повітря, донні відклади та радіонукліди, які акумулюються у рослинних тканинах є джерелами опромінення водяних рослин.

На рис 3.1. показані результати розрахунків ППД внутрішнього опромінення для різних екологічних груп водної рослинності.

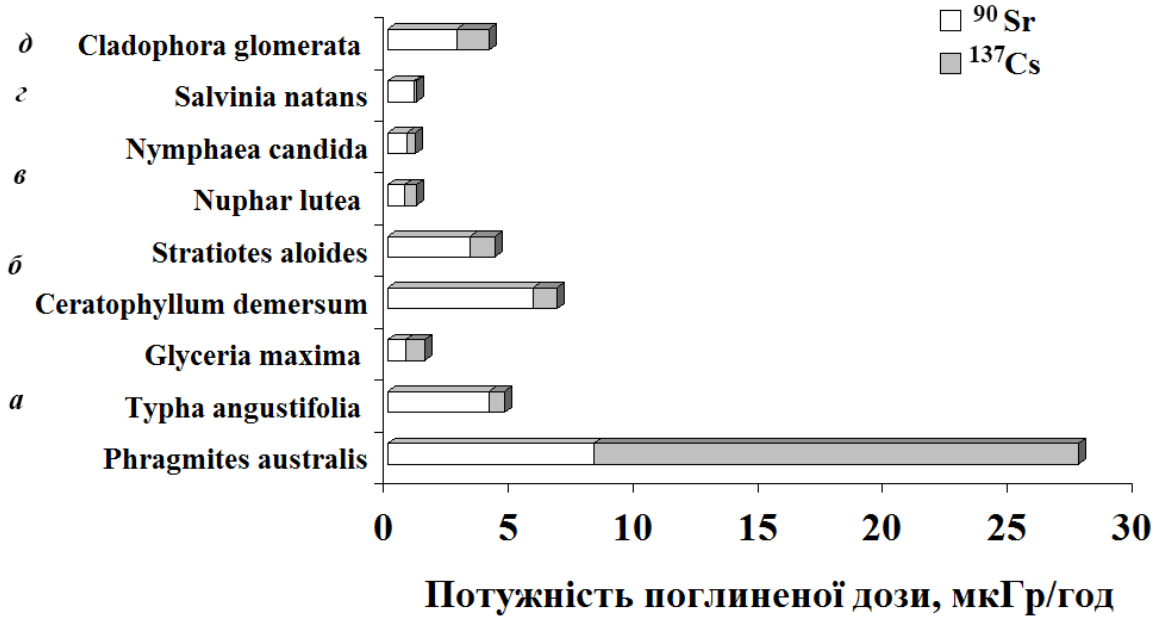

Рис. 3.1. ППД внутрішнього опромінення від радіонуклідів, які накопичені в тканинах вищих водяних рослин оз. Глибоке:

а – гелофіти, *б* – неукорінені гідатофіти, *в* – укорінені плейстофіти, *г* – неукорінені плейстофіти, *д* – нижчі водяні рослини.

Серед групи гелофітів досліджено чотири види вищих водяних рослин (рис. 3.2), для яких спостерігаються низькі значення внутрішньої ППД (не

вище 2%) від радіонуклідів, що сконцентровані у мінеральному залишку. Для *Phragmites australis* та *Typha angustifolia* найбільші значення внутрішньої дози від ^{90}Sr зареєстровані у формі вбудованих катіонів – 27 і 71%, відповідно; для *Glyceria maxima* цей показник зареєстровано від сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів – 42 і 69%, відповідно, а для *Cladophora glomerata*, найбільшу дозу ^{90}Sr приносять форми сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних, сорбованих позаклітинних та розчинених позаклітинних катіонів, – 38, 26 і 30%, відповідно. В той час як внесок вбудованих, внутрішньоклітинних катіонів та мінерального залишку не перевищує 3%.

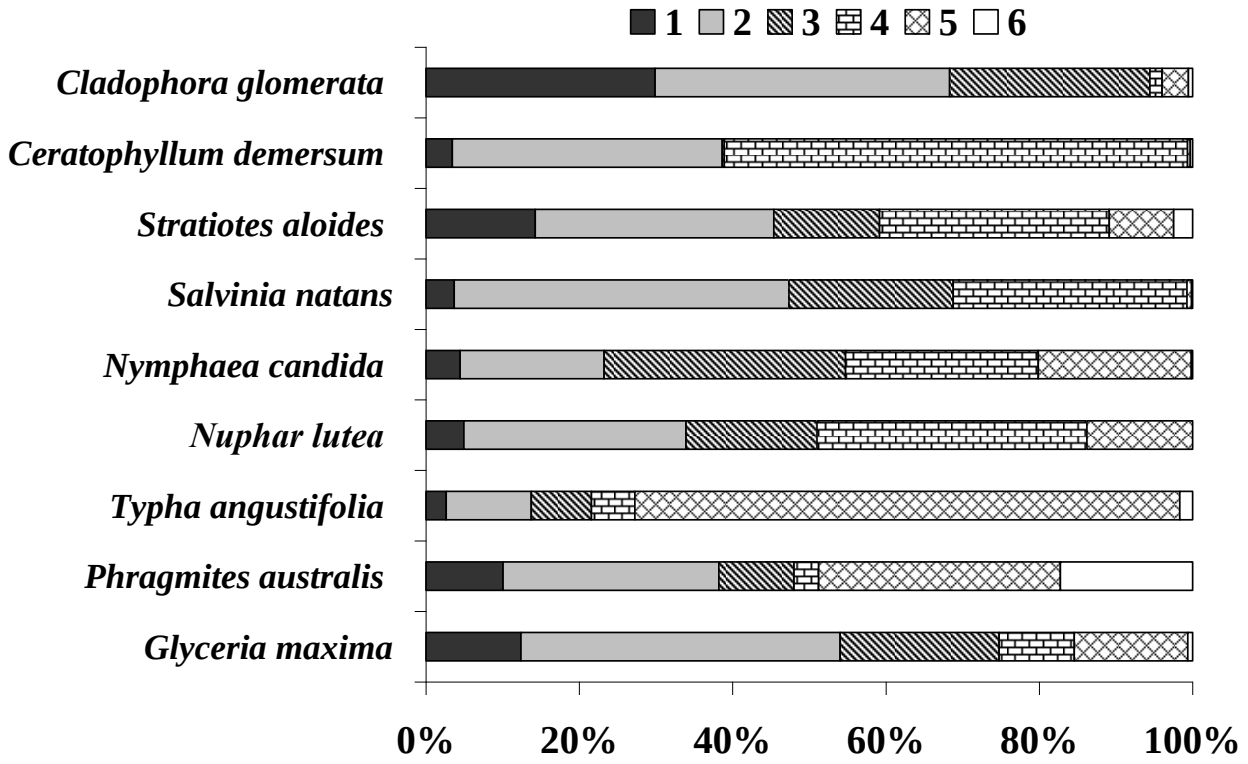

Рис. 3.2. Внесок фізико-хімічних форм ^{90}Sr у потужність внутрішньої дози опромінення водяних рослин оз. Глибоке, %:

1 – розчинені позаклітинні катіони; 2 – сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони; 3 – сорбовані позаклітинні катіони; 4 – внутрішньоклітинні катіони; 5 – катіони, зв'язані з органічними речовинами; 6 – мінеральний залишок.

Нами оцінено внесок фізико-хімічних форм ^{137}Cs у внутрішню дозу гелофітів: для *Phragmites australis* найнижчий внесок у ППД становив мінеральний залишок, а найвищі його значення зареєстровані для розчинених позаклітинних катіонів – 47 і 35%, відповідно. Для *Glyceria maxima* найбільший внесок у ППД зумовлювали сорбовані позаклітинні катіони (28%), а найменший – належить розчиненим позаклітинним катіонам. Найбільшими значеннями внутрішньої ППД від ^{137}Cs у формі вбудованих катіонів характеризується *Typha angustifolia* (46%), а найменший належить формам розчинених позаклітинних та сорбованих слабкозв'язаних катіонів – 3 і 2%.

Для *Cladophora glomerata* найбільшу дозу ^{137}Cs привносять форми вбудованих, сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів та мінеральний залишок – 27, 29 і 29%, відповідно. Внесок сорбованих позаклітинних, розчинених позаклітинних та внутрішньоклітинних катіонів не перевищує 7%.

Як бачимо, найбільш суттєвий внесок у формування показників ППД за рахунок інкорпорованих радіонуклідів зумовлений ^{90}Sr. Для всіх видів рослин, які досліджувалися нами, найбільшою виявилася доза від ^{90}Sr та ^{137}Cs у формі сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів, а найменшою була доза від радіонуклідів, які накопичувалися у мінеральному залишку. Ці радіонукліди проникають у рослини та інкорпоруються в їхніх органах, тканинах та клітинах, причому важкість ураження знаходиться в прямій залежності від тієї кількості радіонуклідів, які накопичені цілим організмом та окремими органами. Радіонукліди всередину рослини проникають у обмінних та водорозчинних формах. Причому ті з них, які локалізовані у формах сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних, розчинених позаклітинних та сорбованих позаклітинних катіонів впливають на міжклітинні простори та структури клітинних мембран. Найбільш вагомі дози від інкорпорованого ^{90}Sr у перелічених формах утворюються у

Phragmites australis (0,44 мкГр/год) та *Ceratophyllum demersum* (0,33 мкГр/год); від ^{137}Cs найбільшого впливу зазнає також *Phragmites australis* (4,53 мкГр/год). Ті радіонукліди, які знаходяться у формі вбудованих та внутрішньоклітинних катіонів і у мінеральному залишку, можуть викликати ушкодження, які пов'язані, насамперед, з порушенням енергетичних механізмів. А це призводить до пошкодження важливих функцій рослинного організму, що в свою чергу може спричинити мутагенні зміни в генетичному апараті їхніх клітин. Найбільш значущі дози від інкорпорованого ^{90}Sr у цих формах утворюються у *Typha angustifolia* (3,18 мкГр/год), *Ceratophyllum demersum* (0,49 мкГр/год) та *Phragmites australis* (0,32 мкГр/год). Останній вид зазнає також найбільшого впливу від ^{137}Cs (1 мкГр/год).

Досліджено ППД радіонуклідів, які розглядаються, для вегетативних органів *Typha angustifolia* та *Phragmites australis* (табл. 3.1., 3.2).

Таблиця 3.1.

Внесок фізико-хімічних форм ^{90}Sr у внутрішню ППД для вегетативних органів ВВР

Вид ВВР, вегетативні органи	Фізико-хімічні форми, %						ППД, мкГр/год
	1	2	3	4	5	6	
Phragmites australis							
Молоде листя	19	15	5	16	45	1	0,04
Стебло	11	4	1	7	69	7	0,004
Відмерле листя	26	20	22	8	21	2	0,29
Кореневище	9	17	10	7	56	2	0,01
Додаткове стеблове коріння	23	38	19	2	16	2	0,23
Додаткове ґрунтове коріння	10	31	8	1	49	1	0,63
Додаткове водне коріння	3	26	7	2	19	42	0,71
Typha angustifolia							
Вегетативна маса	3	7	5	8	76	1	0,45
Коріння	2	39	10	4	45	1	0,08

Таблиця 3.2.

Внесок фізико-хімічних форм ^{137}Cs у внутрішню ППД для вегетативних органів ВВР

Вид ВВР, вегетативні органи	Фізико-хімічна форма, %						ППД, мкГр/год
	1	2	3	4	5	6	
Phragmites australis							
Молоде листя	22	24	33	15	6	0,3	0,80
Стебло	18	15	19	18	26	4	0,08
Відмерле листя	43	28	14	8	5	1	1,7
Кореневище	11	9	9	15	48	9	0,09
Додаткове стеблове коріння	29	12	11	29	6	14	1,26
Додаткове ґрунтове коріння	20	10	12	13	33	12	2,03
Додаткове водне коріння	19	31	13	23	8	6	2,26
Typha angustifolia							
Вегетативна маса	0,5	1	6	10	38	44	0,06
Коріння	1	1	13	32	42	11	0,06

Відмічено, що доза від ^{90}Sr для пагонів *Phragmites australis* суттєво менша, ніж для коріння. Щодо *Typha angustifolia* то бачимо зворотну залежність. Для пагонів цієї рослини доза від ^{90}Sr у 3 рази більша ніж для коріння. ППД від ^{137}Cs для коріння *Typha angustifolia* в 2 рази більша від тієї дози, яку отримують пагони, а для *Phragmites australis* – у 6 разів. У всіх вегетативних органах цих рослин відмічене переважання ППД від ^{90}Sr. Дослідження додаткового коріння показало, що найбільшу внутрішню ППД отримує водне коріння, а найменші показники у стеблового коріння. Потужність поглиненої дози від ^{137}Cs для всіх видів коріння *Typha angustifolia* майже в два рази більша порівняно з пагонами.

Найбільше значення дози при внеску фізико-хімічних форм ^{90}Sr для вегетативних органів вищих водяних рослин належить формі вбудованих катіонів (табл. 3.1). Для *Phragmites australis* найменше значення потужності поглинутої дози для всіх вегетативних органів (окрім водяного додаткового коріння) належить мінеральному залишку. Для водного додаткового коріння найменші значення ППД знаходяться у формах внутрішньоклітинних та розчинених позаклітинних катіонів. Найменші значення ППД для *Typha*

angustifolia розподілилися між мінеральним залишком та формою розчинених позаклітинних катіонів, а найбільше значення було за форми вбудованих катіонів.

Спостерігається нерівномірний розподіл ППД між фізико-хімічними формами радіонуклідів в різних органах рослин, з огляду на внесок фізико-хімічних форм ^{137}Cs у внутрішню дозу опромінення вегетативних органів ВВР (див. табл. 4.2). Для стебла та кореневища *Phragmites australis* найбільший внесок у значення потужності поглиненої дози належить формі вбудованих катіонів (26 і 48%, відповідно), а для молодого листя – формі сорбованих позаклітинних катіонів (33%). Для додаткового коріння максимальний внесок у значення ППД від ^{137}Cs розподілився таким чином: ґрунтове коріння – вбудовані катіони (33%), стеблове – розчинені позаклітинні та внутрішньоклітинні катіони (по 29%), водне коріння – сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони (31%). Найменший внесок у величину потужності поглиненої дози для коріння, молодого та відмерлого листя належить мінеральному залишку – 1, 3 і 0,3%, відповідно, а для стебла – формі сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів – 0,3%.

Для пагонів та коріння *Typha angustifolia* основний внесок у ППД належить формі вбудованих катіонів – 76 і 45%, відповідно. Найменші ж значення досліджуваного показника розподілені між формами внутрішньоклітинних, розчинених позаклітинних слабкозв'язаних катіонів та мінеральним залишком – 4, 2 та 1%, відповідно.

Для *Ceratophyllum demersum* із озер Глибоке та Далеке, а також у ВО ЧАЕС проведене порівняння поглинутої дози від інкорпорованих радіонуклідів (табл. 4.3, 3.4). Дослідження показало, що поглинута доза від ^{90}Sr в оз. Далеке є майже в два рази меншою, ніж у оз. Глибоке. Для водойми-охолоджувача значення ППД порівняно з розглянутими озерами набагато нижче. Аналіз показників поглинутої дози від ^{137}Cs показав, що навпаки

найвище значення дози належить оз. Далеке і переважає над значенням в оз. Глибокому в 2 рази, а у водоймі-охолоджувачі майже у 8 разів.

Таблиця 3.3

ППД внутрішнього опромінення *Ceratophyllum demersum* від інкорпорованого ^{90}Sr, мкГр/год

Водойма	Фізико-хімічна форма						Доза сумарна
	1	2	3	4	5	6	
оз. Глибоке	$5{,}3\cdot10^{-3}$	$4{,}5\cdot10^{-2}$	$2\cdot10^{-2}$	$2{,}4\cdot10^{-3}$	$1{,}5\cdot10^{-2}$	$3\cdot10^{-4}$	$8{,}8\cdot10^{-2}$
оз. Далеке	$3{,}1\cdot10^{-3}$	$6\cdot10^{-3}$	$2{,}5\cdot10^{-3}$	$3{,}4\cdot10^{-3}$	$3{,}2\cdot10^{-2}$	$8{,}1\cdot10^{-4}$	$4{,}8\cdot10^{-2}$
ВО ЧАЕС	$1{,}9\cdot10^{-4}$	$2{,}5\cdot10^{-4}$	$4{,}9\cdot10^{-3}$	$1{,}8\cdot10^{-3}$	$1{,}8\cdot10^{-3}$	$2{,}5\cdot10^{-4}$	$9{,}1\cdot10^{-3}$

Кожна з фізико-хімічних форм ^{90}Sr для *Ceratophyllum demersum* має свій внесок у внутрішню ППД для цієї рослини (див. табл. 4.3). Так, найбільший внесок цього показника для рослин оз. Глибоке зафіксовано за рахунок форми сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів – 51%, в оз. Далеке – це вбудовані катіони – 67%, а у ВО такий внесок здійснюється за рахунок сорбованих позаклітинних катіонів – 53%.

Таблиця 3.4

ППД внутрішнього опромінення *Ceratophyllum demersum* від інкорпорованого ^{137}Cs, мкГр/год

Водойма	Фізико-хімічна форма						Доза сумарна
	1	2	3	4	5	6	
оз. Глибоке	$2{,}6\cdot10^{-3}$	$4\cdot10^{-4}$	$3{,}7\cdot10^{-3}$	$1{,}8\cdot10^{-3}$	$2\cdot10^{-2}$	$1{,}7\cdot10^{-2}$	$4{,}6\cdot10^{-2}$
оз. Далеке	$4{,}6\cdot10^{-3}$	$2\cdot10^{-3}$	$2\cdot10^{-3}$	$4{,}6\cdot10^{-3}$	$2\cdot10^{-2}$	$5{,}3\cdot10^{-2}$	$8{,}5\cdot10^{-2}$
ВО ЧАЕС	$9{,}5\cdot10^{-4}$	$3\cdot10^{-4}$	$3\cdot10^{-4}$	$9\cdot10^{-4}$	$2{,}2\cdot10^{-3}$	$6\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-2}$

За рахунок розчинених позаклітинних катіонів та мінерального залишку зареєстровано незначний внесок ^{90}Sr у внутрішню потужність поглиненої дози для всіх досліджуваних водойм. Така ж тенденція характерна для форми внутрішньоклітинних катіонів для *Ceratophyllum demersum* з оз. Глибоке – 3%. Порівняно невисокі значення для форм внутрішньоклітинних та сорбованих позаклітинних катіонів – 7 і 5%, відповідно, зареєстровані для оз. Далеке. Для ВО ЧАЕС низькі значення

внутрішньої дози ^{90}Sr фіксуються за рахунок сорбованих позаклітинних слабкозв'язаних катіонів – 3%.

Стосовно внеску фізико-хімічних форм ^{137}Cs у внутрішню дозу опромінення *Ceratophyllum demersum* із досліджуваних водойм найбільша частка належить мінеральному залишку (в оз. Далеке та ВО ЧАЕС – 63 і 57%, відповідно) та вбудованим катіонам (оз. Глибоке – 46%) (див. табл. 4.4). А внесок решти форм радіонукліду не перевищує 10%.

Отже, можна зробити висновок, що потужність поглинутої дози від досліджуваних радіонуклідів для *Ceratophyllum demersum* в цілому відповідає рівням забруднення досліджуваних водойм. Від ^{90}Sr найбільшу дозу отримує *Ceratophyllum demersum*, відібраний в оз. Глибоке. Найбільша ж доза внутрішнього опромінення ^{137}Cs належить рослинам оз. Далеке. Найменшу доза опромінення ^{137}Cs та ^{90}Sr спостерігали у рослин ВО ЧАЕС.

Оцінивши дозове навантаження, яке отримують рослини від різних фізико-хімічних форм ^{90}Sr, виявили, що найменший внесок у ППД для всіх досліджуваних вищих водяних рослин обумовлений мінеральним залишком, через значну мобільність ^{90}Sr. Розподіл отриманої внутрішньої дози від різних фізико-хімічних форм ^{137}Cs для ВВР, зазнає значних коливань і залежить від видоспецифічності нагромадження радіонукліду.

У ході проведених досліджень найбільші значення ППД виявлено у рослин з груп гідатофітів, гелофітів та укорінених плейстофітів. Таким чином, можна зробити висновок, що до більшого акумулювання радіонуклідів, які поступають через відповідні тканини (наприклад, ризодерму, наявність кореневих волосків якої значно збільшує площу поглинання радіонуклідів), здатні рослини з розвиненою кореневою системою. Результати досліджень показали, що для всіх видів рослин у внутрішню дозу від інкорпорованих ^{90}Sr та ^{137}Cs найбільший вклад мають сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони, а найменший – мінеральний залишок.

3.2. Дозові навантаження радіонуклідів на двостулкових молюсків

Джерелами опромінення двостулкових молюсків, які відносяться до бентичних організмів, є, насамперед, вода та забруднені донні відклади, а також радіонукліди, інкорпоровані молюсками. Вивчення фізико-хімічних форм радіонуклідів дає можливість розрахувати дозові навантаження на організм у залежності від стану, в якому перебувають радіонукліди в організмі молюска та оцінити внесок ^{137}Cs та ^{90}Sr у рівень внутрішнього опромінення тканин двостулкових молюсків.

Потужність поглиненої дози внутрішнього опромінення вираховували для двостулкових молюсків *Anodonta cygnea* з оз. Глибоке, *Unio tumidus* з оз. Далеке та *Dreissena* sp. з ВО ЧАЕС.

Аналіз рівня внутрішньої ППД досліджуваних молюсків показав, що через дозові навантаженнями за рахунок ^{90}Sr в найбільш критичних умовах знаходяться молюски озер Далеке та Глибоке. Для *Dreissena* sp. із ВО ЧАЕС встановлено мінімальну дозу внутрішнього опромінення ^{90}Sr (0,6 мкГр/год) і найбільшу для цього виду за ^{137}Cs (рис. 3.3).

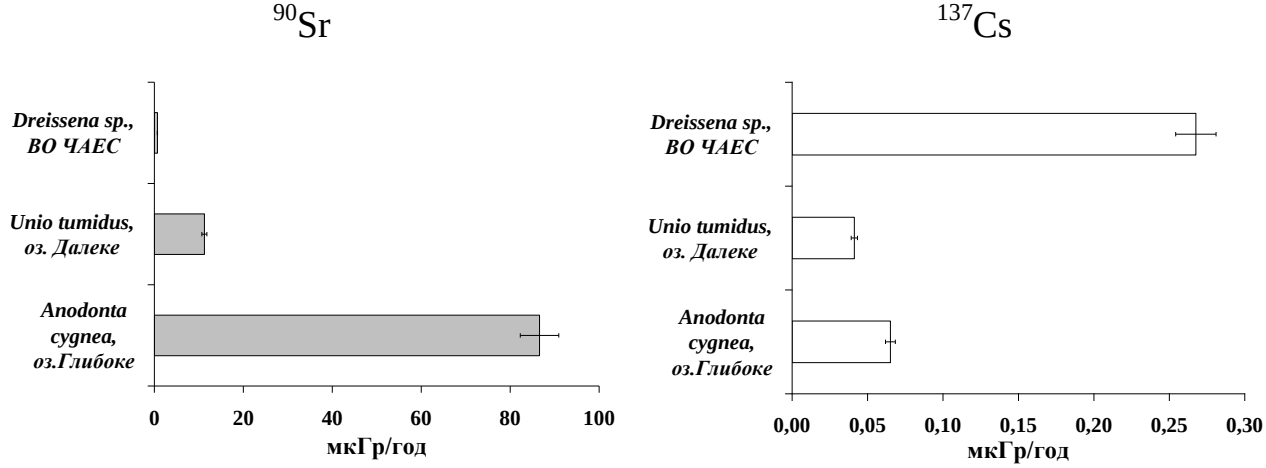

Рис. 3.3. ППД внутрішнього опромінення від інкорпорованих ^{137}Cs та ^{90}Sr у тканинах двостулкових молюсків.

Аналіз внеску різних фізико-хімічних форм ^{90}Sr у внутрішню дозу опромінення для *Dreissena* sp. показав коливання дози (рис. 3.4): найбільший

внесок має органічна форма (0,2 мкГр/год) – 40%; найменший – водорозчинна форма – до 1%. У внутрішньоклітинній формі і мінеральному залишку внесок ^{90}Sr у ППД молюсків складав – 20 і 34%, відповідно, а в обмінній формі лише 5%.

Для *Unio tumidus* ППД внутрішнього опромінення за рахунок інкорпорованого ^{90}Sr становила 11 мкГр/год. А внесок фізико-хімічних форм радіонукліду у значення цього показника коливається від 0,04 до 6 мкГр/год. Зокрема, внесок обмінної форми у внутрішню дозу становив 7%, а водорозчинної форми – 39%, а внутрішньоклітинної форми – 52%. Найменші значення обговорюваного показника виявляються за органічної форми та мінерального залишку – 1 та 0,3%, відповідно.

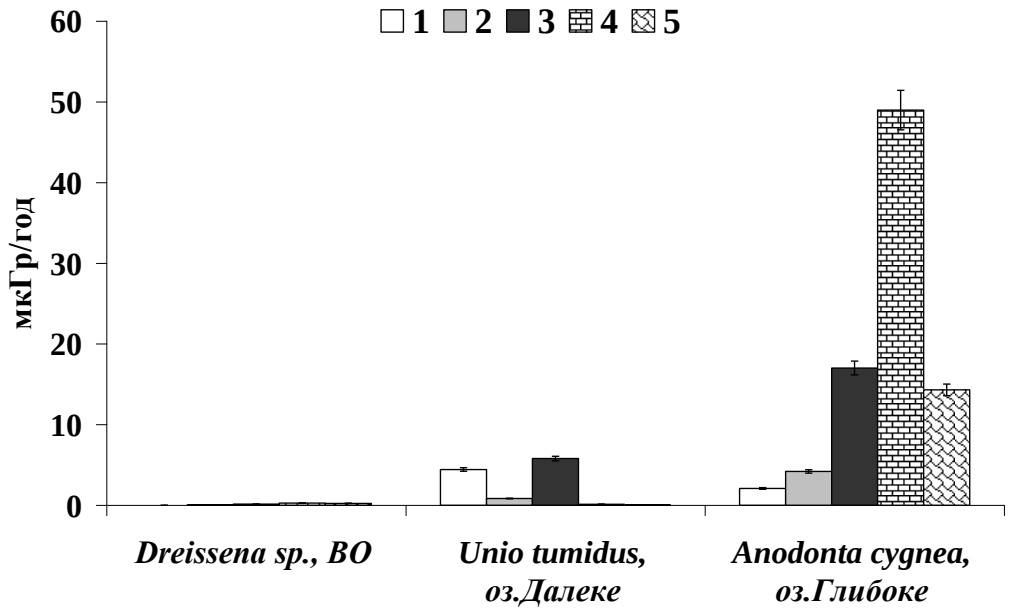

Рис. 3.4. Внесок фізико-хімічних форм ^{90}Sr у ППД внутрішнього опромінення у тканинах двостулкових молюсків. 1 – водорозчинна, 2 – обмінна, 3 – кислоторозчинна, 4 – органічна, 5 – мінеральний залишок.

Дослідженнями ППД внутрішнього опромінення від ^{90}Sr для *Anodonta cygnea* встановлено його значення, яке складає 87 мкГр/год. Внесок фізико-хімічних форм ^{90}Sr коливається від 2 до 49 мкГр/год: найбільше значення

виявлене для органічної форми – 57%; найменше для водорозчинної, обмінної та кислоторозчинної форм – 2, 5 та 20%, відповідно.

Для *Dreissena* sp. значення ППД від ^{137}Cs дорівнює 0,3 мкГр/год (рис. 3.5). Цей молюск отримує найменшу внутрішню дозу від радіонукліда у водорозчинній та обмінній формі – 7%, а найбільшу – за рахунок мінерального залишку – 41%. Кислоторозчинна та органічна форми складали 22 та 23%, відповідно.

Для *Unio tumidus* потужність поглиненої дози за рахунок ^{137}Cs становила 0,04 мкГр/год. Внесок фізико-хімічних форм ^{137}Cs у внутрішню дозу коливався від 0,005 до 0,03 мкГр/год. Найбільший внесок має обмінна форма – 64%, а найменший спостерігали за рахунок водорозчинної форми – 4%.

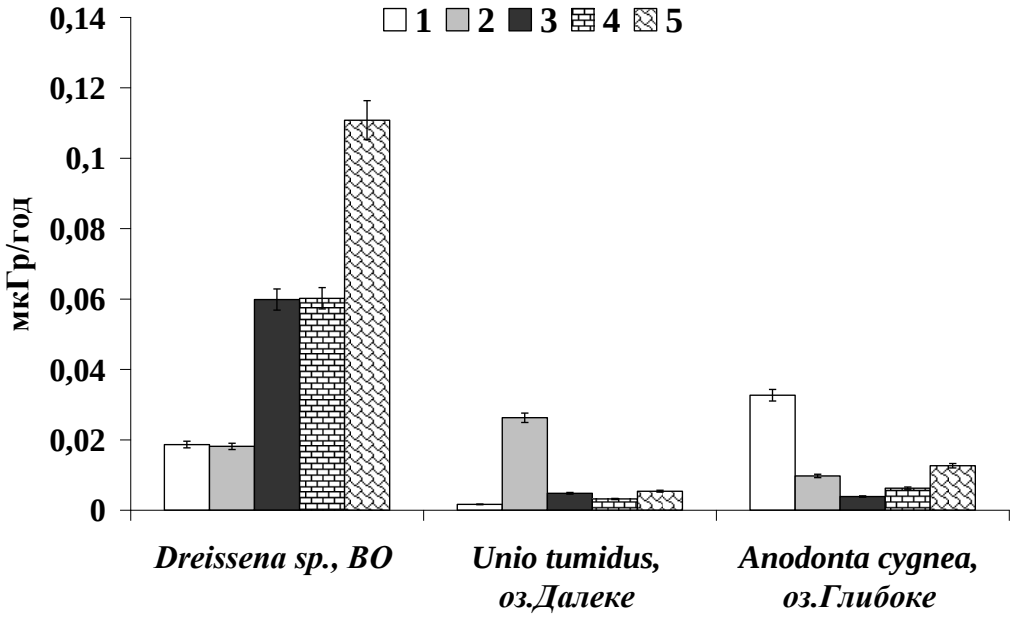

Рис. 3.5. Внесок фізико-хімічних форм ^{137}Cs у ППД внутрішнього опромінення у тканинах двостулкових молюсків.

Значення ППД внутрішнього опромінення ^{137}Cs для *Anodonta cygnaea* становило 0,08 мкГр/год. Показники внеску різних фізико-хімічних форм радіонукліда розподілилися наступним чином: водорозчинна форма – 50%;

обмінна форма – 15%, органічна – 10% та мінеральний залишок – 19%. Найменше значення опромінення від кислоторозчинної форми – 6%.

Обраховували ППД зовнішнього опромінення двостулкових молюсків від води та донних відкладів. *Dreissena* sp., відбирали з каміння у прибережній частині ВО ЧАЕС, тому зовнішню ППД обраховували тільки від водної товщі, а активністю субстрату нехтували. Для бентосних видів, які занурюються у донні відклади, *Anodonta cygnaea* та *Unio tumidus* суттєве значення мало обрахування зовнішнього опромінення від донних відкладів.

Зовнішня доза ^{90}Sr від водної товщі, яку отримують двостулкові молюски ВО ЧАЕС у 6 разів менша ніж така у оз. Глибоке. За ^{137}Cs цей показник у ВО ЧАЕС у 2 рази менший ніж у оз. Глибоке і у 4 рази більший ніж у оз. Далеке (табл. 3.5). Таким чином, молюски із оз. Глибоке отримують найбільш високу дозу зовнішнього опромінення від радіонуклідів з товщі води, ніж в оз. Далеке та у ВО. Проте, доза зовнішнього опромінення ^{90}Sr, яку отримують молюски, є суттєво меншою для всіх досліджуваних водойм, порівняно з ^{137}Cs.

Таблиця 3.5

ППД для двостулкових молюсків, мкГр/год

Об'єкти	Доза	Фізико-хімічна форма										Сумарна доза
		1	%	2	%	3	%	4	%	5	%	
Dreissena sp., ВО	^{90}Sr	0,01	1	0,03	5	0,14	20	0,27	40	0,23	34	0,70
	^{137}Cs	0,02	7	0,02	7	0,06	22	0,06	23	0,11	41	0,27
	Загальна доза	0,03	3	0,05	6	0,2	21	0,33	35	0,34	36	0,97
Unio tumidus, оз. Далеке	^{90}Sr	4,44	39	0,84	7	5,80	52	0,13	1	0,04	0,3	11,24
	^{137}Cs	0,002	4	0,03	64	0,005	12	0,003	8	0,01	13	0,04
	Загальна доза	4,44	39	0,87	8	5,80	51	0,13	1	0,05	0,4	11,28
Anodonta cygnea, оз. Глибоке	^{90}Sr	2	2	4,20	5	17,02	20	49,00	57	14,30	17	86,60
	^{137}Cs	0,03	50	0,01	15	0,004	6	0,01	10	0,01	19	0,07
	Загальна доза	2,03	2	4,21	5	17,02	20	49,01	57	14,31	17	86,67

ППД зовнішнього опромінення донних відкладів оз. Глибоке для молюсків від ^{90}Sr і ^{137}Cs, відповідно, на 85 та 60% є більшими за ту дозу, яку отримують молюски оз. Далеке (табл. 3.6).

Таблиця 3.6

ППД зовнішнього опромінення двостулкових молюсків у водоймах ЧЗВ

Водойма	Зовнішня доза, Гр/рік	
	^{90}Sr	^{137}Cs
	Водна товща	
ВО ЧАЕС	$8 \cdot 10^{-7}$	$4{,}6 \cdot 10^{-6}$
оз. Глибоке	$5 \cdot 10^{-5}$	$9{,}4 \cdot 10^{-6}$
оз. Далеке	$3 \cdot 10^{-5}$	$1{,}2 \cdot 10^{-6}$
	Донні відклади	
оз. Глибоке	0,04	0,08
оз. Далеке	0,01	0,03

Таким чином, порівнюючи внутрішню ППД двостулкових молюсків, яка обумовлена інкорпорованими радіонуклідами, можна дійти висновку, що доза, отримана від ^{90}Sr істотно переважає у *Unio tumidus* з оз. Далеке та *Anodonta cygnaea* з оз. Глибоке у порівняннні з *Dreissena* sp. з ВО. У той же час для *Dreissena* sp. з ВО ЧАЕС доза внутрішнього опромінення ^{137}Cs є більшою. Це пов'язане з тим, що водойма охолоджувач відрізняється від інших водойм Чорнобильської зони відчуження переважанням рівнів ^{137}Cs над ^{90}Sr у водних масах. Коливання показників внутрішньої ППД від фізико-хімічних форм радіонуклідів, вочевидь, забезпечуються сезонними особливостями накопичення та мінливістю вмісту досліджуваних радіонуклідів у біотопі, де мешкають молюски.

ППД зовнішнього опромінення *Dreissena* sp. (формується від зовнішніх джерел іонізуючого опромінення), порівняно з внутрішньою дозою (формується за рахунок інкорпорованих радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs) є незначною і її можна не враховувати.

Потужність поглинутої дози внутрішнього опромінення двостулкових молюсків оз. Глибоке фіксували за рахунок ^{90}Sr у діапазоні 72,0–99,10 і ^{137}Cs – 0,06–0,07 мкГр/год, в оз. Далеке значення цього показника не перевищували 11,00 і 0,04 мкГр/год, у тварин з водойми-охолоджувача ЧАЕС – 0,50–0,90 і 0,20–0,40 мкГр/год, відповідно.

3.3. Перерозподіл та особливості трансформації дозоформувальних радіонуклідів у водних екосистемах ЧЗВ

Встановлено, що в усіх екологічних групах досліджуваних водяних рослин переважна частка ^{90}Sr знаходиться в обмінних формах. Знаходження цього радіонукліду у потенційно зв'язаних формах властиве для неукорінених гідатофітів, укорінених плейстофітів та гелофітів, за рахунок яких ^{90}Sr частково вилучається з біогеохімічного колообігу водних екосистем. У всіх досліджуваних водяних рослинах переважна частка ^{137}Cs належить зв'язаним формам. Виняток становлять лише неукорінені плейстофіти.

У мушлях *Anodonta cygnea* із оз. Глибоке та *Dreissena sp*. з ВО ЧАЕС досліджувані радіонукліди знаходяться в основному у зв'язаних формах (50–80%); у мушлях *Unio tumidus* із оз. Далеке ^{90}Sr переважає у карбонатній формі (понад 55%), а ^{137}Cs – в обмінних формах (до 45%). Молюски озерних біоценозів у м'якому тілі переважно накопичують радіонукліди у потенційно обмінних формах (70–85%). У м'яких частинах тіла *Dreissena sp.* ^{90}Sr в основному знаходиться у тимчасово зв'язаних та потенційно обмінних формах (48–65%), а ^{137}Cs в – у зв'язаних формах (57–78%).

В оз. Далеке потужність поглиненої дози внутрішнього іонізуючого опромінення двостулкових молюсків значення дозових навантажень не перевищували 12,00 (^{90}Sr) і 0,05 мкГр/год (^{137}Cs), в оз. Глибоке значення дозових навантажень за рахунок ^{90}Sr фіксували у діапазоні 68,00–95,00 і ^{137}Cs – 0,08–0,09 мкГр/год, а у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС – 0,48–0,86 і 0,25–

0,46 мкГр/год, відповідно. Максимальний внесок у ППД від інкорпорованого ^{137}Cs належить обмінним формам та мінеральному залишку, а ^{90}Sr – органічній та кислоторозчинній формам.

У біоті оз. Глибоке основна активність ^{90}Sr та ^{137}Cs накопичується вищими водяними рослинами (^{90}Sr – 0,15%, переважно в обмінних формах, а ^{137}Cs – 0,05%, в основному у формі зв'язаній з органічними структурами, від загального запасу активності радіонуклідів в біоценозі) та молюсками (^{90}Sr – 0,15%, переважно у водорозчинній та зв'язаній з органічними структурами формах; ^{137}Cs – 0,002%, переважно в обмінній та зв'язаній з органічними структурами формах).

У воді оз. Глибоке ^{90}Sr (в обмінних та тимчасово зв'язаних формах) знаходиться 0,84%, у біоті та донних відкладах 0,18% та 89%, відповідно по відношенню до загального запасу активності в екосистемі. Гідробіонти щорічно вилучають із біотопів та повертають назад 0,28% ^{90}Sr. 0,017% радіонукліду живі організми переводять у нерозчинну форму, яка накопичується у донних відкладах і, таким чином, вилучається з процесів міграції. У тимчасово зв'язаній формі по відношенню до запасу активності ^{137}Cs в екосистемі озера Глибоке, у воді знаходиться 0,02%, у біоті та донних відкладах – 0,87% та 41%, відповідно. Через нерозчинну форму цього елементу гідробіонти зв'язують та повертають після відмирання до донних відкладів 0,04% запасу ^{137}Cs у порівнянні з його загальною кількістю в екосистемі озера.

Встановлено, що у досліджуваних ВВР в екосистемі озера запас ^{90}Sr складає 7 ГБк (у водорозчинній формі 9%, а у потенційно обмінних формах – 50%), у двостулкових молюсках 14 ГБк, у донних відкладах 4900 ГБк. Як бачимо, у міграційно-здатному стані перебуває більше половини поглинутого рослинами радіонукліда, а 39% ^{90}Sr зв'язується рослинами і після відмирання повертається у донні відклади. Таким чином, найбільш вагомий запас ^{90}Sr в рослинах перебуває в тимчасово зв'язаних та потенційно обмінних формах.

У молюсках ^{90}Sr накопичується у тимчасово-зв'язаній та водорозчинній формах (по 34%) і мінеральному залишку (24%). На відміну від водних рослин, у молюсках в обмінному стані ^{90}Sr знаходиться лише 8%. Отже, молюски володіють більшою здатністю до зв'язування радіонукліда.

Досліджено, що у двостулкових молюсках оз. Глибоке запас ^{137}Cs становить 0,25 ГБк, у водяних рослинах – 4 ГБк, у донних відкладах 14860 ГБк. Якщо вираховувати від запасу активності, частка ^{137}Cs у водяних рослинах у водорозчинній формі складає 9%, у потенційно обмінних формах – 27%, а в тимчасово-зв'язаних формах – 46%. Таким чином, тканини рослин інтенсивно накопичують даний радіонуклід. Мінеральний залишок, який депонується у донних відкладах та вилучається із біогеохімічної міграції речовин, у ^{137}Cs складає 18%. У молюсках ^{137}Cs запасається у водорозчинній формі (7%) та, найбільше, у потенційно обмінних формах і тимчасово зв'язаному стані (37 і 40%, відповідно). Мінеральний залишок акумулює 19% радіонукліду. Значне переважання частки радіонуклідів, накопичених гідробіонтами у водорозчинних формах, щодо їх вмісту у воді озера, вказує на те, що в даній формі радіонукліди перебувають у біоті як продукти метаболізму. Те, що у гідробіонтів переважають внутрішньоклітинні форми радіонуклідів у порівнянні з водорозчинними вказує на зв'язування їх із клітинними структурами.

Отже, у процесах трансформації та перерозподілу основних дозоформувальних радіонуклідів у водних екосистемах Чорнобильської зони відчуження, розглянуті нами гідробіонти, приймають досить активну участь і спроможні переводити суттєві кількості ^{137}Cs та ^{90}Sr у малообмінний стан. Проте значний запас радіонуклідів, які знаходяться в донних відкладах у потенційно обмінних формах, вказує на те, що ^{137}Cs та ^{90}Sr за сприятливих гідрохімічних та гідрологічних умов водного середовища можуть переходити у мобільний стан та залучатися до біогеохімічного кругообігу речовин.

ВИСНОВКИ

Досліджено особливості фізико-хімічних форм ^{90}Sr і ^{137}Cs та їх розподіл у біотичних компонентах водних екосистем ЧЗВ. Визначено внесок форм радіонуклідів у ППЗ хронічного іонізуючого опромінення вищих водяних рослин і молюсків.

1. ^{137}Cs у водяних рослинах переважно перебуває у зв'язаному стані, а ^{90}Sr – у обмінних формах. Виключення становлять *Phragmites australis* та *Salvinia natans*, які мають 23% від загальної кількості рівень вмісту розчинених позаклітинних катіонів ^{137}Cs та 34% сорбованих позаклітинних катіонів.
2. Встановлено, що у досліджених нами екологічних груп вищих водяних рослин 48–83% ^{90}Sr знаходиться у потенційно обмінних формах. 53% ^{90}Sr та 62–79% ^{137}Cs знаходиться у зв'язаній формі серед представників неукорінених гідатофітів, укорінених плейстофітів та гелофітів, що дає їм змогу вилучати радіонукліди з водного середовища.
3. У мушлях *Anodonta cygnea* із оз. Глибоке та *Dreissena sp*. з ВО ЧАЕС досліджувані радіонукліди знаходяться в основному у зв'язаних формах (50–80%); у мушлях *Unio tumidus* із оз. Далеке ^{90}Sr переважає у карбонатній формі (понад 55%), а ^{137}Cs – в обмінних формах (до 45%). Молюски озерних біоценозів у м'якому тілі переважно накопичують радіонукліди у потенційно обмінних формах (70–85%). У м'яких частинах тіла *Dreissena sp.* ^{90}Sr в основному знаходиться у тимчасово зв'язаних та потенційно обмінних формах (48–65%), а ^{137}Cs в – у зв'язаних формах (57–78%).
4. В оз. Далеке потужність поглиненої дози внутрішнього іонізуючого опромінення двостулкових молюсків значення дозових навантажень не перевищували 12,00 (^{90}Sr) і 0,05 мкГр/год (^{137}Cs), в оз. Глибоке значення дозових навантажень за рахунок ^{90}Sr фіксували у діапазоні 68,00–95,00 і ^{137}Cs – 0,08–0,09 мкГр/год, а у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС – 0,48–0,86 і

0,25–0,46 мкГр/год, відповідно. Максимальний внесок у ППД від інкорпорованого ^{137}Cs належить обмінним формам та мінеральному залишку, а ^{90}Sr – органічній та кислоторозчинній формам.

5. У процесах трансформації та перерозподілу основних дозоформувальних радіонуклідів у водних екосистемах Чорнобильської зони відчуження, розглянуті нами гідробіонти, приймають досить активну участь і спроможні переводити суттєві кількості ^{137}Cs та ^{90}Sr у малообмінний стан.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Вплив гідрометеорологічних факторів на накопичення радіонуклідів та формування дозового навантаження вищою водяною рослинністю / [Назаров О.Б., Гудков Д.І., Ганжа Х.Д. та ін.] // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. – 2010. – № 2 (43). – С. 367–370.Геохімія техногенних радіонуклідів. / [Соботович Е. В., Бондаренко Г.М., Кононенко Л.В. та ін.] – К.: Наукова думка, 2002. – 333 с.
2. Гудков Д. И., Каглян А. Е., Кленус В. Г., Назаров А. Б. Динамика содержания радионуклидов в высших водных растениях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: «Гідроекологія». – 2005. – № 3 (26). – С. 114–117.
3. Гудков Д. І. Радіонукліди в компонентах водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС: розподіл, міграція, дозові навантаження, біологічні ефекти: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра біол. наук: спец. 03.00.01 «Радіобіологія» / Д. І. Гудков. – Київ, 2006. – 34 с.
4. Забруднення радіонуклідами представників іхтіофауни озера Азбучин та інших водойм зони відчуження Чорнобильської АЕС [Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін.] / Вісник львів. ун-ту. Серія фізична. 2008. Вип. 42. – С. 214–220.
5. Зарубін О. Л. Проблеми поводження з водоймою-охолоджувачем після закриття ЧАЕС / Зарубін О.Л. // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення № 2 (20), 2002. – С. 17–22.

6. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ / Атомная Энергия, 1986. – т. 61, вып. 5. – С. 301–320.1. Искра А. Л., Естественные радионуклиды в биосфере / А. Л. Искра, В. Г. Бахуров. – М.: Энергоиздат, 1981. – 124 с.
7. Итоговый доклад о совещании по рассмотрению причин и последствий аварии в Чернобыле. – Вена: МАГАТЭ, 1988. – 110 с.
8. Казаков С.В. Керування радіаційним оточенням у водоймах-охолоджувачах атомних станцій / Казаков С.В. – К.: Техніка, 1995. – 192 с.
9. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. / [Р. М. Алексахин, Л. А. Булдаков, В. А. Губанов и др.]; под общей ред. Л. А. Ильина и В. А. Губанова – М.: ИздАТ, 2001 – 752 с.
10. Куликов Н. В. Радиоэкология пресноводных биосистем. / Н. В. Куликов, М. Я. Чеботина – Свердловск: УрО АН СССР, 1988. 129 с.
11. Лайнерте М. П. Роль прибрежно-водных растений пресноводных водоемов в концентрировании Са и Sr (стабильного и радиоактивного) / М. П. Лайнерте, З. К. Сейсума // Высшие водные и прибрежно-водные растения: Тез.докл. I-й Всесоюз. конф. (Борок, 7 – 9 сент. 1977 г.). – Борок: 1977. С. 117–119.
12. Ланько А. І. Фізико-географічне районування // Ланько А. І., Поривкіна О. В., Сирота Н. П. / Природа Київської області. – К.: Вид-во Київськ. ун-та, 1972. – 234 с.
13. Лукашев Д. В. Возрастные особенности накопления ^{137}Cs пресноводными двустворчатыми моллюсками в условиях водоема-охладителя ЧАЭС и р. Припять/ Лукашев Д. В. // Гидробиол. журн. – 2001. – 37, №6. – С. 81–89.

14. Лукашев Д. В. Пресноводные двустворчатые моллюски как седиментаторы радиоактивных взвесей в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС / Лукашев Д. В. // Гидробиол. журн. – 2003. – 39, №9. – С. 99–108.
15. Лукашев Д. В. Современное состояние популяций дрейссены в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС/ Лукашев Д. В. // Гидробиол. журн. – 2001. – 37, №3. – С. 40–46.
16. Лукина Л.Ф. Физиология высших водных растений / Л. Ф. Лукина, Н. Н. Смирнова // АН УССР. Ин-т гидробиологии. – Киев: Наук. думка, 1988. – 188 с.
17. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін.]; За ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
18. Методичні рекомендації для ведення спостережень за радіоактивним забрудненням навколишнього середовища / За ред. О.В. Войцеховича і В.В. Канівця. – К.: УкрНДГМІ, 2001. – 218 с.
19. Миграция радионуклидов в ландшафтах 10-км зоны ЧАЭС / [Киреев С. И., Быцуля В. В., Ганжа Д. Д., Шевченко А. Л.] // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях / тезисы докладов на международной конференции 24–26 апреля 2000 г., Москва. – Санкт-Петербург: Гидрометеоиздат, 2000. С. 367–373.
20. Назаров О. Б. Розподіл потужності дози в котловині оз. Глибокого Чорнобильської зони відчуження / О. Б. Назаров, Х. Д. Ганжа // Матеріали міжнародної наукової конференції «Фізичні методи в екології, біології та медицині» – смт. Ворохта, 2008 р.
21. Павлютин А. П. Высшая водная растительность в озере, загрязненном радионуклидами: состав, распределение, запасы и

накопление цезия-137 / А. П. Павлютин, В. А. Бабицкий // Гидробиол. журн. – 1996. – 32, №4. – С. 79–86.

22. Паньков И. В. Накопление долгоживущих радионуклидов моллюсками рода Dreissena в условиях днепровских водохранилищ / Паньков И. В. // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, №2. – С. 93–98.

23. Порівняльна характеристика міграційної здатності радіонуклідів у донних відкладах водоймищ ближньої зони Чорнобильської АЕС / [Соботович Е. В., Ольховик Ю. О., Коромисліченко Т. І., Соколик Г. А.] // Доп. АН УРСР. Сер. Б. Геол., хім. та біол. науки, 1990, № 8.

24. Прісноводні молюски зони відчуження: динаміка вмісту основних дозоутворюючих радіонуклідів, цитогенетичні та гематологічні дослідження [Гудков Д.І., Кірєєв С.І., Дзюбенко О.В. та ін.] / Чорнобильський науковий вісник. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2009. – № 1 (33). – С.33–42.

25. Радіаційне забруднення водних об’єктів зони відчуження ЧАЕС / [Войцехович О.В., Лаптєв Г.В., Канівець В.В. та ін.] // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. – 1996. – № 1(6). – С. 37–44.

26. Радионуклиды ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в макрофитах Красненской поймы: видоспецифичность концентрирования и распределение в компонентах фитоценоза / [Гудков Д.И., Зуб Л.Н., Деревец В.В. и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. 2002. Т. 42, № 4. С. 419–428.

27. Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонти зони відчуження. / [Кузьменко М. І., Романенко В. Д., Деревець В. В., Волкова О. М., Гудков Д. І. та ін.]. – К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. – 318 с.

28. Рівні ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря пріоритетними речовинами (викиди підприємств промислової зони м. Запоріжжя) [Електронний ресурс]: http://eco.health.zp.ua/pages/0106.htm.

29. Роль высших водных растений в очищении водоемов от промышленных загрязнений [Електронний ресурс] / [Булат Т. П., Петрушенко В. В., Товстуха Н. И., Пржевальская Л. Д.] // Одесский государственный университет им. И. И. Мечникова, 2006: www.ecologylife.ru.

30. Соботович Э .В. Механизм накопления миграционных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах ближней зоны ЧАЭС / Соботович Э. В., Долин В. В. // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – Вип. 1. – К.: Наукова думка, 1994. – С. 55–60.

31. Трапезников А. В. ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,\ 240}Pu$ в пресноводных экосистемах / Трапезников А. В. – Екатеринбург: Изд-во "АкадемНаука", 2010. – 510 с.

32. Херсонский Э.С. Гидрографичиские и статистические характеристики рек Чернобыльской зоны отчуждения / Э. С. Херсонский, Е. В. Херсонская // Проблеми Чорнобильської зони відчуження / Науково-технічний збірник. Вип. 7 – К.: 2001. С. 167–177.

33. Химическая энциклопедия: В 5 т.: т. 2: Даффа – Меди / Редкол.: Кнунянц И. Л. (гл. ред.) и др. Москва: Сов. энцикл. 1990. 671 с.

34. Цаплина Е. Н. Функционирование сообществ погруженных растений на "речном" участке Каневского водохранилища / Цаплина Е. Н. // Гидробиол. журн. – 2002. – 38, № 2. – С. 17–29.

35. Черных Н. А. Закономерности поведения тяжелых металлов в системе почва-растение при различной антропогенной нагрузке: Автореф. дис. … докт. биол. наук. – М., 1996. – 39 с.
36. Черных, Н. А. Экологическая безопасность и устойчивое развитие. / Н. А. Черных, Н. З. Милащенко, В. Ф. Ладонин // Кн. 5: Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами – Пущино: ОНТИПНЦ РАН. 2001. – 148 с.
37. Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС / Щеглов А. И. – М.: Наука, 1999 – 268 с.
38. Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды / М. Эйзенбад. М.: Атом-издат, 1967. – 332 с.
39. Юбельт Р. Определитель минералов / Р. Юбельт – Москва: Издательство «МИР». 1978. – 328 с.