УДК 504.4.054; 504.4.06
№ держреєстрації 0120U104386

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
Інститут проблем математичних машин і систем
03187, м. Київ, просп. Акад. Глушкова, 42; тел. (044) 526 24 97

ЗАТВЕРДЖУЮ
Директор Інституту проблем математичних машин і систем НАН України,
академік НАН України
_____(А.О. Морозов)
« » грудня 2021 року

МП

ЗАКЛЮЧНИЙ ЗВІТ

про науково-дослідну роботу
за договором від 28.04.2021 №28/01/0421

Прогнозування небезпечних впливів радіоактивно забруднених поверхневих вод і затоплення берегів: розвиток моделей та їх впровадження для зменшення наслідків надзвичайних ситуацій у м. Києві, спричинених водами р. Дніпро

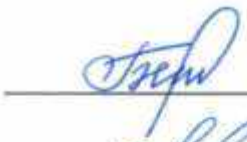
Грантова підтримка Національного фонду досліджень України
у межах конкурсу «Наука для безпеки людини та суспільства»

Науковий керівник Проєкту
д.т.н., ст. досл. _____(Р.В. Беженар)

Київ – 2021

Результати роботи розглянуто Вченою радою ІПММС НАН України,
протокол № 16 від 08 грудня 2021 р.

Список авторів

Керівник проєкту, ст. н. с. д.т.н., ст. досл		Р.В. Беженар (вступ, розділ 5, розділ 6, висновки) 13.12.2021
пров. н. с. к.ф.-м.н., с.н.с.		С.Л. Ківва (розділ 4, пункт 5.1) 06.12.2021
ст. н. с. к.ф.-м.н.		А.О. Демиденко (розділ 9) 09.12.2021
н. с.		М.В. Сорокін (розділ 7, розділ 8) 10.12.2021
н. с.		В.І. Кошебуцький (розділ 9) 09.12.2021
ст. н. с.		О.І. Удовенко (пункти 1.2, 1.3) 06.12.2021
н. с.		О.І. Пилипенко (пункти 3.4, 4.3, розділ 6, розділ 8) 10.12.2021
заст. зав. відділу		Л.Ф. Удовенко (підготовка заключного звіту, реферат, додатки) 13.12.2021
головний програміст		Т.А. Сорокіна (формування змісту і списку літератури) 13.12.2021
зав. відділу (ІГБ НАНУ) д.б.н., професор		Д.І. Гудков (розділ 2) 06.12.2021
м. н. с. (ІГБ НАНУ) к.б.н.		С.П. Пришляк (пункт 2.1) 06.12.2021
пров. інженер (ІГБ НАНУ)		О.О. Пархоменко (пункт 2.2) 06.12.2021
зав. сектору (ІПБ АЕС НАНУ) к.геогр.н., с.н.с.		Т.Д. Лев (пункти 3.2, 3.3) 06.12.2021
м. н. с. (ІПБ АЕС НАНУ)		Ю.В. Яценко (пункт 3.1) 06.12.2021
нач. відділу (УГМЦ)		Л.В. Петренко (розділ 8) 10.12.2021
гідролог 1-ї категорії (УГМЦ)		В.О. Корнієнко (розділ 8) 10.12.2021
головний спеціаліст (УЦЕВП)		О.І. Насвіт (розділ 9) 09.12. 2021

Реферат

Заключний Звіт по проєкту НФДУ: 261 с.; 24 табл.; 123 рис.; 85 джерел; 2 додатки.

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА, ЗАТОПЛЕННЯ ПРИ ВИСОКИХ ПОВЕНЯХ, МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ, НАСЛІДКИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АВАРІЇ, ПАРАЛЛЬНІ АЛГОРИТМИ, ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ, РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ, СИСТЕМИ ПІДТРИМКИ ПРИЙНЯТТЯ РІШЕНЬ.

Об’єкт дослідження – водні об’єкти, які можуть спричинити надзвичайні ситуації у м. Київ за рахунок радіоактивного забруднення р. Дніпро чи екстремальних затоплень.

Мета проєкту – створення високопродуктивних комп’ютеризованих систем підтримки прийняття рішень для оперативного прогнозування радіаційного стану поверхневих вод і затоплення річкових берегів для м. Києва.

Методи дослідження – відбір проб у Київському водосховищі і в гирлі р. Прип’ять здійснювався із використанням науково-експедиційного теплоходу «Георгій Готовчиць» УкрГМІ. Для дослідження проб в лабораторних умовах використовувались аналітичні методи, а саме низькофонова гамма-спектрометрія, селективна радіохімія, рідинно-сцинтиляційний аналіз, контактна авторадіографія. Для моделювання руху води у водних об’єктах і переносу радіонуклідів застосовувались сучасні чисельні методи. Створення нових СППР здійснювалось із використанням Java технології розподілених об’єктів-обгорток.

У звіті представлені лише основні результати за попередніми етапами, тоді як результати, отримані на заключному етапі, висвітлені більш детально. Зокрема, під час виконання Проєкту здійснювався відбір та експериментальні дослідження проб води, донних відкладів і гідробіонтів, у результаті чого були визначені актуальні концентрації радіонуклідів у зоні відчуження і в Київському водосховищі, а також параметри обміну в системі «вода – донні відклади». За результатами польових і експериментальних досліджень показано, що мілководні

області, які осушилися внаслідок зниження рівня води в водоймі-охолоджувачі (ВО) ЧАЕС, характеризуються значно нижчим вмістом радіонуклідів, ніж глибоководні. Розроблено моделі прогнозування радіоактивного забруднення ВО ЧАЕС, р. Прип'ять і Київського водосховища, а також затоплень прибережної забудови Києва під час високих повеней. Здійснене тестування моделей на даних вимірів, накопичених у ході виконання Проєкту. Проведено розрахунки переносу радіонуклідів для сценаріїв розмиву захисних дамб в районі заплави р. Прип'ять з урахуванням експериментально визначених параметрів обміну води з ґрунтами заплави. Показано, що при моделюванні ефективніше використовувати паралельні алгоритми розв'язку рівнянь на графічних процесорах, ніж на робочій станції з багатоядерними процесорами. Налаштовано двовимірну модель COASTOX і тривимірну модель THREETOX для оцінок радіоактивного забруднення Київського водосховища при високих повенях на р. Прип'ять і в результаті можливих робіт з днопоглиблення. Застосування удосконаленої моделі POSEIDON-F, налаштованої для довгострокових розрахунків змін концентрацій ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді, донних відкладах і гідробіонтах ВО ЧАЕС, дозволила прогнозувати стабілізацію концентрацій радіонуклідів в ВО в найближчі роки на нових значеннях, які дещо перевищують відповідні концентрації до початку зниження рівня води. Здійснено оцінки ризиків затоплення потенційно небезпечних об'єктів м. Києва в залежності від імовірності і глибини затоплення з використанням ГІС-технологій та сучасних цифрових карт прибережної забудови та топографії міста. Розроблені моделі увійшли в програмні комплекси (СППР) для прогнозування радіоактивного забруднення ВО ЧАЕС, р. Прип'ять і Київського водосховища та для прогнозування зон затоплень Києва при високих повенях і сценаріях руйнування греблі Київської ГЕС. Обидві системи встановлені в Українському гідрометеорологічному центрі. Результати, отримані під час виконання Проєкту, частково опубліковані у 3 наукових статтях в міжнародних журналах, були представлені у 5 доповідях на наукових конференціях, одна стаття прийнята до публікації, ще 2 статті подані для публікації в міжнародні журнали.

Abstract

Final Report for the NRFU project: 261 pages; 24 tables; 123 pictures; 85 references; 2 appendices.

ECOLOGICAL SAFETY, INUNDATION IN HIGH FLOODS, MATHEMATICAL MODELLING, CONSEQUENCES OF THE CHORNOBYL ACCIDENT, PARALLEL ALGORITHMS, SURFACE WATERS, RADIOACTIVE CONTAMINATION, DECISION SUPPORT SYSTEMS.

Object of study – water bodies that can cause emergencies in Kyiv due to radioactive contamination of the Dripro River or extreme inundations.

Aim of the project – creating high-performance computerized decision support systems to quickly predict the radiation status of surface waters and inundation of river banks for Kyiv.

Research methods – sampling in the Kyiv Reservoir and at the mouth of the Prypiat River is performed by using UkrHMI Research Vessel “Georgiy Gotovchyts”. Analitical methods such as low-background gamma spectrometry, selective radiochemistry, liquid scintillation counting, contact autoradiography are used for the study of samples in the laboratory. Advanced numerical methods are applied for modelling of water movement in the water bodies and for the transfer of rafionuclides. New decision support systems are developed based on the Java technology of distributed wrapper objects.

The report contains only the main results obtained in previous stages of the Project, while results obtained at the final stage are presented in more detail. In particular, sampling and experimental studies of water, bottom sediments and aquatic organisms were carried out to find the current concentrations of radionuclides in the exclusion zone and in the Kyiv Reservoir as well as exchange parameters in the system “water – sediments”. According to the results of field and experimental studies it is shown that shallow areas, which were dried due to water level drawdown in the Cooling Pond (CP) of the ChNPP, are much less contaminated in comparison with deep areas. Models for forecasting radioactive contamination of the Chornobyl Cooling Pond and the Kyiv

Reservoir, as well as flooding of the coastal buildings of Kyiv during high floods were developed. They were tested using measurement data collected during the implementation of the Project. Calculations of radionuclide transfer for the scenarios of break of protective dams in the floodplain of the Prypiat River were performed taking into account experimentally determined exchange parameters in the system of water and floodplain soils. It has been shown that it is more efficient to use parallel algorithms for solving equations on graphics processors than on a workstation with multi-core processors. A two-dimensional COASTOX model and a three-dimensional THREETOX model have been customized to estimate the radioactive contamination of the Kyiv Reservoir due to high floods on the Prypiat River and possible dredging works. Application of the improved model POSEIDON-F that was customized for the long-term modelling of changes in ^{137}Cs and ^{90}Sr concentrations in water, bottom sediments and aquatic organisms of the Chernobyl Cooling Pond allows predicting stabilization of radionuclide concentrations in the CP in the nearest future at new levels, which are slightly higher than that before water level drawdown. Assessment of flood risks of potentially dangerous objects of Kyiv depending on the probability and depth of flooding were made using GIS technologies and actual digital maps of coastal buildings and topography of the city. The developed models are included in the software packages (DSS) for forecasting radioactive contamination of the Chornobyl Cooling Pond, Prypiat River and Kyiv Reservoir and for forecasting flood zones in Kyiv during high floods and scenarios of destruction of the Kyiv HPP dam. Both systems are installed in the Ukrainian Hydrometeorological Center. The results obtained during the Project implementation are partially published in 3 scientific papers in international journals, were presented in 5 reports at scientific conferences, one paper is accepted for publication and two papers are submitted for publication in the international journals.

ЗМІСТ

ВСТУП……11

1. Лабораторні дослідження проб води і донних відкладів, відібраних в ході виконання Проєкту на заплаві р. Прип’ять, у ВО ЧАЕС та в Київському водосховищі ……..15

1.1 Анотований звіт Субвиконавця ……..15

1.2 Оновлені карти радіоактивного забруднення донних відкладів ВО ЧАЕС ……27

1.3 Карта вмісту ^{137}Cs в донних відкладах Київського водосховища……29

1.4 Висновки до розділу 1 ……31

2. Лабораторні дослідження гідробіонтів, відібраних в ході виконання Проєкту в ВО ЧАЕС та в Київському водосховищі ……32

2.1 Результати досліджень динаміки радіоактивного забруднення гідробіонтів водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС ……32

2.2 Результати досліджень динаміки радіоактивного забруднення гідробіонтів Київського водосховища ……42

2.3 Висновки до розділу 2 ……..64

3. Розрахунки атмосферних випадань на водойми під час лісових пожеж в несприятливих метео- та радіологічних умовах ……65

3.1 Формування параметрів «небезпечного сценарію» лісової пожежі в зоні відчуження, який призводить до максимальних випадань радіоактивних матеріалів на водойми ……66

3.2 Формування набору метеорологічних умов «небезпечного сценарію», які сприятимуть максимальним випаданням радіоактивних матеріалів на водойми під час лісових пожеж в ЗВ ……..74

3.3 Розрахунки випадань радіоактивних матеріалів на водойми під час лісових пожеж в ЗВ в умовах «небезпечного сценарію» ……76

3.4 Моделювання впливу атмосферних випадань на радіоактивне забруднення водойм внаслідок гіпотетичної природної пожежі в зоні відчуження за «несприятливих» метеорологічних умов ……..79
3.5 Висновки до розділу 3 ……83
4. Розвиток моделей змиву радіонуклідів з водозборів у масштабах від стокових майданчиків до басейнів малих та великих річок ……85
4.1. Розвиток розподіленої моделі змиву радіонуклідів з водозборів DHSVM-R ……..86
4.2. Калібрування та тестування моделі DHSVM-R за даними експериментальних стокових майданчиків зони радіаційного забруднення біля АЕС Фукусіма-1 ……..111
4.3. Розвиток моделі RETRACE-R із застосуванням даних ГІС та її впровадження для української частини басейну р. Прип'ять.……117
4.4. Висновки до розділу 4.……123
5. Завершення налаштування моделей і реалізація сценаріїв радіоактивного забруднення Київського водосховища у результаті виносу радіонуклідів з р. Прип'ять під час повеней та внаслідок можливих робіт з днопоглиблення….125
5.1 Детальне моделювання переносу ^{137}Cs у Київському водосховищі при роботах з днопоглиблення за допомогою двовимірної моделі COASTOX……125
5.2 Адаптація камерної моделі POSEIDON-F до Київського водосховища та результати тестових розрахунків ……..132
5.2.1 Моделювання забруднення Київського водосховища цезієм (^{137}Cs) і стронцієм (^{90}Sr) станом на 2020 рік ……133
5.2.2 Сценарії вторинного радіоактивного забруднення Київського водосховища ……..136
5.2.3 Розрахунок доз опромінення людини при споживанні риби з Київського водосховища ……..139
5.3 Висновки до розділу 5……141

6. Розроблена СППР з прогнозних розрахунків радіоактивного забруднення водойми-охолоджувача ЧАЕС, р. Прип'ять і Київського водосховища ……143

6.1. Інтерфейс роботи з модулем розрахунку двовимірного переносу радіонуклідів COASTOX……145

6.2. Інтерфейс роботи з модулем розрахунку змиву з водозбору RETRACE ……149

6.3. Інтерфейс моделі одновимірного переносу радіонуклідів у річковій системі RIVTOX ……151

6.4. Інтерфейс боксової моделі радіоактивного забруднення водних екосистем POSEIDON-F ……158

6.5. Приклади запуску моделей в середовищі СППР……162

6.5.1 Сценарій забруднення водосховища під час весняної повені …..162

6.5.2 Сценарій забруднення водосховища під час днопоглиблювальних робіт ……..168

6.5.3 Сценарій циркуляції радіонуклідів у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС……169

6.6. Висновки до розділу 6……170

7. Завершення розвитку моделі затоплення річкових заплав для графічних карт. Проведення сценарних розрахунків затоплень м. Києва для весняних повеней різної забезпеченості та сценаріїв руйнування греблі Київської ГЕС…172

7.1 Моделювання затоплення берегів Дніпра в м. Києві під час весняних повеней різної забезпеченості ……173

7.2 Моделювання затоплення берегів Дніпра в м. Києві внаслідок руйнування греблі Київської ГЕС……186

7.3 Висновки до розділу 7……198

8. Розроблена СППР з прогнозування затоплень берегової забудови м. Києва…200

8.1. Інтерфейс роботи з модулем-обгорткою моделі COASTOX ……201

8.2. Інтерфейс роботи з ГІС-модулем FloodKyiv……204

8.3. Приклад розрахунку сценарію водності ……..208

8.4. Висновки до розділу 8…….211
9. Оцінка та картування ризику затоплення території м. Києва з побудовою ГІС-карт ризиків для населення і господарчих об'єктів в зонах затоплень …….212
9.1. Створення актуальної моделі рельєфу території можливого затоплення території м. Київ ……..213
9.1.1 Попереднє просторове моделювання зони затоплення……..216
9.1.2 Отримання та редагування даних лідарної зйомки м. Києва…….217
9.1.3 Створення комплексної статистичної поверхні суші та русла з включенням даних лідарної зйомки ……218
9.2. Створення автоматизованого модулю просторового аналізу та відображення на тематичній карті міста результатів гідрологічного моделювання за різними сценаріями ……220
9.2.1 Основні функції автоматизованого модулю просторового аналізу та відображення ……221
9.2.2 Картографічний інтерфейс……223
9.2.3 Модуль просторового аналізу ……..224
9.2.4 Модуль формування звітів……225
9.3. Оцінка та картування ризику затоплення території м. Києва ……226
9.4. Аналіз впровадження Паводкової Директиви ЄС в Україні ……..235
9.5. Висновки до розділу 9……239
ВИСНОВКИ……241
Список цитованої літератури ……245
ДОДАТОК А. Список наукових публікацій за результатами Проєкту …….254
ДОДАТОК Б. Скан-копії актів впровадження ……258

ВСТУП

Радіоактивне забруднення дніпровських вод внаслідок інтенсифікації руху «чорнобильських» радіонуклідів та катастрофічні затоплення придніпровської забудови Києва є надзвичайними ситуаціями, ризики та наслідки яких не досліджені на сучасному науковому рівні. В проєкті вивчається теперішня динаміка ^{90}Sr і ^{137}Cs у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС, р. Прип'ять та Київському водосховищі, завдяки чому здійснене вдосконалення моделей для прогнозування наслідків цих надзвичайних ситуацій, а також розрахунку доз опромінення населення при розмиві донних відкладів Прип'яті та Київського водосховища при створенні нових навігаційних шляхів. Завдяки оновленим алгоритмам вперше проведені деталізовані розрахунки зон затоплень прибережної забудови від Київської ГЕС до м. Трипілля під час повеней і для сценаріїв руйнування греблі ГЕС. В рамках реалізації проєкту розроблені моделі були інтегровані в системи підтримки прийняття рішень для оперативного прогнозування наслідків техногенних та природних надзвичайних ситуацій і планування захисних заходів.

Основна частина виносу радіонуклідів з чорнобильської зони відчуження (ЗВ) відбувається водними шляхами. Інтенсивність цього джерела забруднення підсилюється в періоди високих повеней. Після аварії на ЧАЕС в донних відкладення Київського водосховища було накопичено біля $5{,}4 \cdot 10^{13}$ Бк ^{137}Cs та $1 \cdot 10^{13}$ Бк ^{90}Sr. Громадськість стурбована можливим підвищенням інтенсивності переносу радіонуклідів у Прип'яті та Київському водосховищі під час високих повеней та внаслідок днопоглиблення Прип'яті і Дніпра. Особливу увагу викликає транспортний водний коридор Е-40 з Балтійського до Чорного моря, який за планом пройде через Прип'ять і Київське водосховище. Комплекс математичних моделей, що розроблявся після Чорнобильської аварії в ІПММС на основі даних вимірювань УкрГМІ та ІГБ, потребував суттєвого оновлення для використання сучасних значень параметрів міжфазних обмінів радіонуклідами. Двовимірна гідравлічна модель COASTOX, розробленого в ІПММС комплексу моделей

екогідравліки, дозволяє на сучасному рівні розраховувати зони затоплень берегів. Заплановане в проєкті оновлення чисельної схеми та алгоритмів паралельного розв'язку рівнянь моделі для графічних процесорів дозволило значно детальніше й швидше розраховувати зони затоплень придніпровської забудови Києва та ближніх пригородів.

Відповідно, метою проєкту є створення високопродуктивних комп'ютеризованих систем підтримки прийняття рішень (СППР) з використанням паралельних розрахунків на графічних процесорах GPU для швидкого прогнозування радіаційного стану поверхневих вод і затоплення річкових берегів, для застосування цих СППР у відповідальних за проблематику установах Києва та Чорнобиля та їх подальшої адаптації для впровадження для інших водних систем України.

У проєкті на основі польових і лабораторних досліджень найбільш радіоактивно забруднених водних екосистем України проводиться розвиток методів прогнозування наслідків двох найважливіших загроз екологічній безпеці населення північної частини водозбору річки Дніпро від поверхневих вод:

А) радіоактивного забруднення дніпровських вод внаслідок інтенсифікації динаміки «чорнобильських» радіонуклідів при повенях та техногенних впливах;

Б) катастрофічних затоплень забудови регіону Києва внаслідок високих повеней та сценаріїв руйнування греблі Київської ГЕС.

За даними моніторингу міграції радіонуклідів у зоні відчуження більше 90% щорічного сумарного виносу радіонуклідів із зони відчуження за її межі відбувається за рахунок виносу водним шляхом через р. Прип'ять у Київське водосховище. В останні роки основний внесок в цей потік дає ^{90}Sr, що істотно відрізняє цю ситуацію від ситуацій перших років після аварії, коли переважав винос ^{137}Cs. Винос радіонуклідів з водозборів: басейну Прип'яті та річкових заплав у Київське водосховище підсилюються під час високих повеней. Також можливе істотне підвищення концентрацій ^{90}Sr у Прип'яті у випадках розмиву водоохоронних дамб, споруджених біля ЧАЕС в 90-х роках на заплавах р. Прип'ять.

Нова ситуація в зоні відчуження – це осушення значної частини водоймища-охолоджувача (ВО) ЧАЕС, що відбувалося в 2016-2019 роках після відключення насосної станції, яка підтримувала вищий рівень води в ВО, ніж у р. Прип’ять. ВО розділився на кілька нових водойм з великою кількістю різноманітних організмів і високими концентраціями ^{90}Sr. Вивчення цих унікальних гідроекосистем і розробка методів прогнозування їх стану в майбутньому є унікальною науковою проблемою, яка також має значення для оцінки безпеки подальшої технічної активності, що планується в зоні відчуження.

На попередніх етапах проєкту були здійснені польові та частково лабораторні дослідження концентрації радіонуклідів у воді, донних відкладах і гідробіонтах у ВО ЧАЕС, на заплаві р. Прип’ять і в Київському водосховищі; розроблено сценарії повеней різних забезпеченостей на основі багаторічних рядів стоку Прип’яті, Верхнього Дніпра та Десни; здійснено налаштування та тестування математичних моделей для розрахунків переносу радіонуклідів у ВО ЧАЕС, р. Прип’ять і в Київському водосховищі, а також засвоєння їх водними організмами; розроблена нова версія моделі затоплень для паралельних розрахунків на графічних процесорах GPU та здійснене її часткове тестування. Результати досліджень, здійснених на попередніх етапах детально описані у відповідних звітах за етапами. В даному звіті приведені лише основні результати за попередніми етапами, тоді як результати, отримані на заключному етапі, висвітлені більш детально.

Отже, на заключному етапі в проєкті було заплановане виконання таких завдань:

- Завершення лабораторних досліджень проб води і донних відкладів, відібраних на заплаві р. Прип’ять, у ВО ЧАЕС та в Київському водосховищі.
- Завершення лабораторних досліджень динаміки радіонуклідів у гідробіонтах ВО ЧАЕС і Київського водосховища.

- Розрахунки атмосферних випадань на водойми під час лісових пожеж в несприятливих метео- та радіологічних умовах. Моделювання їхнього переносу водними шляхами.
- Завершення розвитку методів чисельного розв'язання рівнянь моделей RIVTOX і COASTOX та їх впровадження в розрахунки переносу радіонуклідів в р. Прип'ять. Розвиток водозбірної моделі RETRACE-R і впровадження для стокових майданчиків і водозборів р. Прип'ять.
- Завершення налаштування моделей і реалізація сценаріїв радіоактивного забруднення Київського водосховища у результаті виносу радіонуклідів з р. Прип'ять під час повеней та внаслідок можливих робіт з днопоглиблення.
- Завершення розвитку моделі затоплення річкових заплав для графічних карт. Проведення сценарних розрахунків затоплень м. Києва для весняних повеней різної забезпеченості та сценаріїв руйнування греблі Київської ГЕС з побудовою ГІС карт ризиків для населення і господарчих об'єктів в зонах затоплення.
- Розробка оперативних версій СППР з прогнозних розрахунків радіоактивного забруднення ВО ЧАЕС, р. Прип'ять і Київського водосховища та СППР зон затоплень Києва. Їхнє встановлення в Українському гідрометеорологічному центрі.
- Оформлення наукових публікацій за завданнями Проєкту.

Згідно календарного плану за виконання завдання № 1 відповідав Субвиконавець проєкту – Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України і НАН України. Науковий звіт Субвиконавця додається. Результати виконання решти завдань приводяться у відповідних розділах даного звіту. Список публікацій за результатами досліджень приводиться у Додатку А, скан-копії актів впровадження – у Додатку Б.

РОЗДІЛ 1

Лабораторні дослідження проб води і донних відкладів, відібраних в ході виконання Проєкту на заплаві р. Прип'ять, у ВО ЧАЕС та в Київському водосховищі

1.1 Анотований звіт Субвиконавця

Інформація про виконавця: Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України, код за ЄДРПОУ 02572508, КВЕД 025725026502.

Інформація про авторів проєкту:

1. Войцехович О.В. старший науковий співробітник, зав. відділом радіаційного моніторингу природного середовища, к.г.н.
2. Процак В.П.) старший науковий співробітник, к.т.н.
3. Канівець В.В. науковий співробітник
4. Лаптєв Г.В. науковий співробітник
5. Деркач Г.А. молодший науковий співробітник

Мета Проєкту

Оцінити сучасні форми знаходження та розподіл радіонуклідів у системі «вода – донні відклади» на заплаві р. Прип'ять, у ВО ЧАЕС та в Київському водосховищі.

Основні завдання Проєкту

Проведення аналізу та узагальнення попередніх даних, що характеризують розподіл радіонуклідів у системі «вода – донні відклади» на заплаві р. Прип'ять у ВО ЧАЕС та в Київському водосховищі. Підготовка обладнання до проведення польових експериментальних досліджень. Проведення експедиційних досліджень та пробовідбору зразків води, завислих наносів та донних відкладів на Київському водосховищі з залученням теплоходу "Георгій Готовчиць". За результатами виконаних досліджень проведення порівняльних оцінок сучасних характеристик

зон мулонакопичення, форм знаходження та розподілу запасів радіонуклідів у ложі Київського водосховища. Створення уточнених електронних картосхем радіонуклідного забруднення Київського водосховища. Параметризація динаміки водного виносу радіонуклідів з водозбірних територій Зони відчуження за результатами досліджень на стокових майданчиках. Оцінка параметрів вилуговування радіонуклідів у водну товщу при підтопленні заплавних територій р. Прип'ять за результатами лабораторних колонкових експериментів та польових досліджень 2020 р. Проведення експедиційних досліджень та пробовідбору зразків на заплаві р. Прип'ять на обладнаних у зоні відчуження стокових майданчиках та на території ложа водойми охолоджувача ЧАЕС з метою оцінки сучасної динаміки форм знаходження радіонуклідів, їх рухливості, параметрів поверхневого стоку та перерозподілу у системі «вода – донні відклади». Проведення зондування горизонтів водної товщі досліджуваних водойм для визначення показників: Eh, EC, pH, температура, вміст кисню, вміст амонію, мутність. Проведення лабораторних досліджень відібраних зразків (вміст хімічних елементів, гама спектрометрія, радіохімічне виділення ^{90}Sr, бета радіометрія, радіографічні дослідження, визначення форм знаходження радіонуклідів методом послідовних екстракцій, проведення batch експериментів для визначення коефіцієнтів розподілу $K_д$ у системі «вода - донні відклади»). Аналіз результатів дослідження монолітів ґрунту відібраних на заплавах р. Прип'ять у зоні відчуження отриманих при проведенні довгострокових лабораторних досліджень по оцінці параметрів вимивання радіонуклідів при симуляції підтоплення радіоактивно забруднених територій заплав. Проведені дослідження дозволять отримати дані для оцінки сучасних характеристик потенційних джерел радіоактивного забруднення Дніпровських вод та дослідити механізми перерозподілу і накопичення радіонуклідів у Київському водосховищі.

Детальний зміст Проекту

Сучасний стан проблеми

В останні десятиліття системних досліджень пов'язаних з оцінкою радіаційної ситуації у Дніпровському каскаді обумовленої водним виносом та

перерозподілом радіонуклідів не проводилось, а даних моніторингових спостережень недостатньо для моделювання потенційних ризиків та запровадження адекватних управлінських рішень. Зважаючи на значні змінами, що відбуваються впродовж останнього десятиліття: кліматичні зміни, що обумовлюють збільшення посушливих періодів і зростання інтенсивності опадів, масштабні пожежі у зоні відчуження, що сприяють водному виносу радіонуклідів з водозбірних територій; гідрологічні зміни у ближній зоні ЧАЕС, обумовлені виведенням водойми охолоджувача ЧАЕС з експлуатації та ін. насущними та актуальними стають питання пов’язані з сучасними оцінками параметрів джерел водного виносу радіонуклідів з радіоактивно забруднених територій, перерозподілу місць мулонакопичення, змінами, що відбуваються з радіонуклідами в системі «вода-донні відклади». Через виведення ВО з експлуатації ЧАЕС і відключення насосів підкачки води його рівень води вже знизився майже на 7 м, що призвело до перетворення цілісної великої водойми в декілька невеликих озер, сумарна площа яких становитиме близько 30 % колишньої площі ВО. Спостерігаються значні зміни в екосистемі ВО і, насамперед, зміни гідрохімічних і радіаційних показників водного середовища. В зв’язку з обмеженістю даних, що характеризують форми знаходження радіонуклідів у донних відкладах ВО ЧАЕС наразі відсутнє чітке розуміння динаміки радіологічної ситуації, що створиться. Відомо, що такі біологічно значимі радіонукліди як ^{90}Sr, $^{238,\ 239,\ 240}$Pu, ^{241}Am початково потрапили у ВО виключно у складі паливних частинок. Характер поведінки паливних частинок в умовах ВО ЧАЕС досліджений недостатньо. Дослідження на осушених ділянках ВО ЧАЕС вказують на наявність просторової неоднорідності форм знаходження радіонуклідів у донних відкладах ВО ЧАЕС, що може бути пов’язано як з площинною неоднорідністю агрохімічними характеристиками донного ґрунту у водоймі охолоджувачі, так і різною суперпозицією складу матриці гарячих частинок початкового радіоактивного забруднення і досліджується в рамках виконання даного проекту. За результатами виконаних досліджень буде проведено оцінку довгострокового внеску сучасного та майбутнього стану ВО ЧАЕС у забруднення підземних та поверхневих вод.

Питання оцінок впливу днопоглиблення для розвитку річкового транспорту на окремих ділянках русел на радіаційну ситуацію також потребували вивчення. З часу створення Київського водосховища його вода використовується для питного водопостачання м. Києва та прилеглих до нього населених пунктів. Також воно є місцем відпочинку людей та зоною активного промислового та любительського рибальства, причому рекреаційне використання водосховища останніми роками зростає. У майбутньому можливе відновлення і поступове нарощування усіх видів судноплавства (перевезення пасажирів до місць проживання та відпочинку, вантажообіг між портами України та Білорусі, доставка вантажів на Чорнобильську АЕС). Відповідно, виникне потреба у відновленні днопоглиблювальних робіт для забезпечення гарантованих глибин на судноплавних шляхах. Нині ж господарське використання Київського водосховища значною мірою штучно стримується фактом його радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Тому дослідження, які виконуються УкрГМІ, крім того, що вони дозволять осучаснити карти радіоактивного забруднення Київського водосховища і отримати великий масив експериментального матеріалу для моделювання можливого вторинного забруднення дніпровської води, мають задовольнити суспільну потребу в об'єктивній інформації щодо радіоекологічного стану Київського водосховища і сприятимуть зростанню його господарського використання, потенціал якого є досить високий.

Новизна Проєкту

У результаті виконання даного Проекту отримані нові сучасні дані про форми знаходження та розподіл радіонуклідів у системі «вода – донні відклади» на заплаві р. Прип'ять, у ВО ЧАЕС та в Київському водосховищі. Проведена оцінка сучасних параметрів поверхневого змиву радіонуклідів з радіоактивно забруднених водозбірних територій. Оцінено сучасні параметри масообміну радіонуклідів між рідкою і твердою фазами при затопленні заплавних територій Чорнобильської зони відчуження.

Методологія дослідження

Проведення пробовідбору води, завислих наносів та донних відкладів проведено з наукового-дослідного теплоходу "Георгій Готовчиць" та човнів. Для пробовідбору зразків було задіяне сучасне обладнання: система тангенціальної фільтрації природних вод Millipore; фільтрувальна адсорбційна система МІДІЯ для польової адсорбції радіонуклідів із природних вод; пневматична система відбору донних відкладів озерного типу McKereth Великобританія; відбірні колонкові засоби для відбору донних відкладів; пробовідбірник донних відкладів СДЧ-250. Визначення показників якості води (Eh, EC, pH, температура, вміст кисню, мутність) безпосередньо в польових умовах проведено за допомогою портативного аналізатора U-50 (HORIBA, Japan). Визначення хімічного складу відібраних зразків проводиться на енергодисперсійному рентгенофлуоресцентному спектрометрі EDX-8100 (SHIMADZU, Japan). Для гамма-спектрометрії зразків використовувався гамма-спектрометричний комплекс фірми ORTEC (США). Визначення вмісту ^{90}Sr у зразках проводилось на рідинно-сцинтиляційному спектрометрі TriCarb-TR2900. Геопросторова прив’язка точок пробовідбору виконувалась за допомогою GPS навігації та представлена у картографічному вигляді з використанням сучасних ГІС технологій. Для оцінки параметрів поверхневого стоку використані заздалегідь обладнані на території зони відчуження ЧАЕС експериментальні стокові майданчики. Попередньо в місцях відбору грунтових монолітів, відібраних для досліджень змиву радіонуклідів при затоплені заплавних територій, для забезпечення статистичної достовірності, проведено детальне вивчення розподілу та форм знаходження радіонуклідів у ґрунті. Аналітичні роботи виконані у лабораторії, що пройшла атестацію в системі Держспоживстандарта України на відповідність вимогам вимірювальних лабораторії в галузі вимірювання показників радіоактивності в об'єктах оточуючого середовища (свідоцтво №ПТ-259/19 від 21.06.2019 р.).

Опис наукових або науково-технічних результатів, отриманих рамках виконання Проєкту

Проведено аналіз та узагальнення результатів дослідження сучасного стану Київського водосховища, ложа ВО ЧАЕС та заплавних територій ЧЗВ.

Дослідженнями була охоплена вся акваторія Київського водосховища (КВ) в межах так званої «транзитної зони», включаючи гирлові створи Прип'яті і Дніпра. Проби ґрунту, води та зависі було відібрано на 29-ти станціях. Отримані результати свідчать, що Київське водосховище є слабо замуленою водоймою, а втрата його повної ємкості за весь час його існування не перевищує 5 %. Визначені характеристики гранулометричного складу завислих наносів та значень мутності води, що необхідно для моделювання транспорту наносів та радіонуклідів вздовж Київського водосховища. Оцінені сучасні значення радіонуклідного забруднення води, зависі та донних відкладів. Визначені коефіцієнти розподілу (Kd) ^{137}Cs між рідкою та твердою фазами міграції. Від верхів'їв водосховища до його нижньої частини концентрації активності розчиненого ^{137}Cs зменшуються на 22%. Частка ^{137}Cs на завислих наносах в залежності від сезону та ділянки КВ може становити 14-61%. Активність розчиненого ^{137}Cs у гирловій зоні р. Дніпро виявилася майже втричі вищою, ніж в створі Дніпро-Неданчичі. Основним джерелом радіоактивного забруднення Верхнього Дніпра є річка Сож. На шляху до с. Неданчичі концентрація розчиненого ^{137}Cs зменшуються завдяки процесам самоочищення (розбавлення струмками і малими річками, седиментаційне виведення). Від Неданчичів до гирла річка протікає через забруднену територію, тому активність ^{137}Cs у воді зростає. Під час експедицій було детально обстежено гирлові звороти річки Прип'ять на ділянці 3-10 км суднового ходу. У верхньому правобережному завороті, який починається від с. Оташів, мулових відкладів не виявлено зовсім, через занесення піском він втратив більшу частину своєї початкової ємкості і в ньому немає умов для мулонакопичення. У верхній частині лівобережного завороту (5-6,5 км суднового ходу) мулу немає і тільки в нижній його частині є свіжі мулові відклади, товщина яких не перевищує 30 см, максимальна щільність забруднення дна цезієм-137 – близько 50 кБк/м^2 (1,3 Кі/км^2). Найбільше мулу виявлено у нижньому

правобережному завороті (3-5 км суднового ходу, рис. 1.5), його товщина в різних місцях змінювалася від 9 до 50 см. Відклади на цій ділянці являють собою мул піщаний рідкої та напіврідкої консистенції, їх активність за ^{137}Cs коливається в діапазоні 500-1800 Бк/кг і відповідає сучасним рівням забруднення завислих наносів річки Прип'ять. Тільки в нижній частині цього завороту на невеликій ділянці під 50-см шаром свіжих відкладів було виявлено шар мулу щільної консистенції з високим рівнем забруднення цезієм-137 і америцієм–241 – 10500 і 500 Бк/кг відповідно. Ймовірно, ця невелика ділянка перебуває у так званому «гідродинамічному затінку» і під час високих повеней 1999, 2005 і 2013 рр. мулові відклади, які утворилися в перші роки після аварії на ЧАЕС, не було розмито повністю. Ці залишки мулу збагачені паливними частками, оскільки співвідношення $^{137}Cs/^{241}Am$ в них становить 19-22. В сучасних мулових відкладах, які перекривають цей забруднений шар, співвідношення становить 40-60. Порівняння результатів 2012 і 2020 рр., а також аналіз даних усіх попередніх досліджень, показує, що у верхній частині Київського водосховища (від гирлових зон Дніпра і Прип'яті до колишньої затопленої Варшавської дороги) відсутні умови для стабільного багаторічного мулонакопичення. Високі повені на Прип'яті і Дніпрі трапляються з періодичністю 6-8 років, в проміжках між ними глибокі місця поступово заповнюються наносами, які виносять Прип'ять і Дніпро. Під час високих повеней ці наноси скаламучуються течією і виносяться за межі верхньої частини водосховища. Нижче колишньої затопленої Варшавської дороги швидкості стокової течії суттєво зменшуються і гідрологічні умови стають близькими до озерних. Ділянки дна завглибшки більше 8-10 м від Тетерівського відрогу до Київської ГАЕС (нижче с.Межигір'я) належать до зон стійкої акумуляції мулових часток. Це головне русло Дніпра та русла його рукавів, дно озер та боліт, які були на заплаві Дніпра до утворення водосховища. Стійке безперервне мулонакопичення на таких ділянках відбувається переважно за рахунок трансседиментації. Шар мулу залежно від глибини нині може становити 20-120 см. За механічним складом це мул пелітовий або алевритовий з високим вмістом органічної речовини. За рахунок високої сорбційної властивості мулових часток

найбільша кількість радіонуклідів зосереджена на глибоководних ділянках дна. Порівняння результатів 2012 і 2020 рр., а також аналіз даних усіх попередніх досліджень, показує, що у верхній частині Київського водосховища (від гирлових зон Дніпра і Прип'яті до колишньої затопленої Варшавської дороги) відсутні умови для стабільного багаторічного мулонакопичення. Високі повені на Прип'яті і Дніпрі трапляються з періодичністю 6-8 років, в проміжках між ними глибокі місця поступово заповнюються наносами, які виносять Прип'ять і Дніпро. Під час високих повеней ці наноси скаламучуються течією і виносяться за межі верхньої частини водосховища. Аналіз отриманих даних вказує, що з 2014 до 2020 рр. картина радіоактивного забруднення дна на більшій частині площі водосховища (від Тетерівського відрогу до дамби Київської ГЕС) залишилася незмінною. Незначні зміни періодично відбуваються тільки у верхній частині водосховища. Таким чином, карта радіоактивного забруднення дна Київського водосховища 2014 року з уточненими даними 2020-2021 років може рекомендуватися для використання у математичному моделюванні транспорту радіонуклідів.

Проведений аналіз результатів отриманих при дослідженні водойми охолоджувача ЧАЕС (ВО ЧАЕС). Найвищі активності розчиненого ^{137}Cs очікувано спостерігалися у воді Південного та Західного секторів (1,1-1,5 Бк/л). Найнижчі – у Північному секторі (0,6-0,9 Бк/л). Найвищі концентрації активності ^{90}Sr спостерігалися в Західному секторі ВО (6,3-7,9 Бк/л), найнижчі – у Південному секторі (1,9 Бк/л). Високий вміст ^{90}Sr у воді Західного сектору обумовлено наявністю в обсохлих грунтах цієї частини ВО значної кількості диспергованого ядерного палива. Починаючи з 2018 р. активність ^{90}Sr у воді Західного сектору невпинно зростає через руйнування паливних часток на обсохлих ділянках ложа ВО ЧАЕС. Відповідно, кількість обмінних форм ^{90}Sr у шарі грунту зростає, а під час дощів змивається в залишкові озера. Ймовірно, зростання активності стронцію у воді залишкових озер продовжуватиметься до повного розчинення паливних часток. Макроіонний склад води від початку осушення ВО, практично, не змінився – вміст головних іонів коливався у звичайному діапазоні. Незважаючи на значне зменшення об'єму води у ВО – у 3,5 рази – концентрування основних хімічних

елементів не відбулося, оскільки головні втрати води були за рахунок фільтрації через тіло насипної дамби. Найбільших змін зазнав кисневий режим ВО. Вміст кисню у воді в цілому помітно зменшився, тривалішим став період безкисневих відновних умов в гіполімніоні з повною гіпоксією в літні місяці. Уперше за всю історію ВО у ній з'явився сірководень. Най вірогідніша причина утворення сірководню – наявність у воді великої кількості відмерлих гідро біонтів і нестача кисню на їх розклад, що призводить до посилення відновних умов і відновлення сірки до сірководню. На даний час головним джерелом вторинного забруднення води ВО стронцієм-90 є грунти обсохлого дна ВО, які містять частки ядерного палива. Частка обмінної форми ^{137}Cs в обсохлих грунтах Північного та Західного секторів залишилася незмінною, а частка обмінного ^{90}Sr збільшилася у 2-3 рази Така зміна стану фізико-хімічних форм може свідчити про деструкцію паливних часток після обсихання ложа ВО. Прогнозні оцінки вказують, що після стабілізації рівня води на природних відмітках процеси трансседиментації згаснуть, концентрації часток глинистих мінералів у воді зменшяться, інтенсивність седиментаційного самоочищення водної маси знизиться і як наслідок слід очікувати загального збільшення концентрацій активності розчиненого ^{137}Cs до нових рівноважних значень. З 2020 вперше за весь час після осушення ВО спостерігається багаторазове зростання концентрацій ^{90}Sr у поровому розчині верхнього контактного шару глибоководних мулових відкладів. До 2020 р. активність ^{90}Sr у поровому розчині мулових відкладів лише в півтори рази перевищувала активність цього радіонукліду у водній товщі, а подеколи була навіть нижчою. Ймовірно, це пов'язано з порушення карбонатно-кальцієвої рівноваги, через що частина ^{90}Sr періодично виводиться з водної товщі в дно з карбонатами і через нестійкість подібних сполук перебуває там у легкорозчинній формі. Оцінка дисперсного складу паливної компоненти на осушених ділянках ВО ЧАЕС показала, що найбільша концентрація паливних частинок характерна для північної частини ВО ЧАЕС. Співвідношення активності ^{137}Cs до ^{90}Sr у донних відкладах у північній частині ВО приблизно складає 4, в центральній частині 12, у південній частині 25, що вказує на різний внесок у забруднення різних частин ВО

ЧАЕС паливної та конденсаційної компонент радіоактивного викиду. Аналіз динаміки форм знаходження радіонуклідів на осушених ділянках ВО ЧАЕС вказує, що впродовж 4-8 років кількість мобільних форм ^{90}Sr, ^{241}Am може збільшитися на 10 % за рахунок їх вибіркового вилуговування з важко розчинних сполук, у тому числі і матриці паливних частинок. Наразі біля 10 % загального запасу ізотопів плутонію у донних відкладах пов'язано з аморфними оксидами та гідроксидами Fe і Al у формі органо-мінеральних комплексів. Вміст рухливих форм ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}Pu$ та ^{241}Am у піщаних грунтах осушених територій ВО значно перевищує їх вміст у замуленому піску який є більш характерним для глибоководних частин ВО ЧАЕС. Очевидно це пов'язано з різним вмістом органічної складової у донному ґрунті і відповідно частина радіонуклідів, що вилуговувалась з паливної компоненти впродовж майже 30 років фіксувалась на органіці утворюючи комплексні сполуки. Тому можна припустити, що форми знаходження радіонуклідів будуть залежати від вмісту органічної складової у донному ґрунті ВО ЧАЕС.

Виконані дослідження показали, що суттєвих змін зазнали форми знаходження радіонуклідів в ґрунтах річкових заплав у порівнянні з результатами досліджень початку-середини 90-х років минулого сторіччя. Так, середнє значення суми рухомих форм ^{90}Sr наразі складає 62-65% від загальної запасу. Це значення близьке до рівноважного для типових ґрунтів заплави. Натомість, для ^{137}Cs кількість рухомих форм не перевищує 0,6-3,0%, що є наслідком його міцної фіксації глинистими мінералами, що присутні в бідних кислих піщаних грунтах заплави (ілліт і монтморилоніт). Вивчення кінетики масообміну показало, що максимальна кількість ^{90}Sr, що може перейти в воду за 50 днів затоплення становить 0,09-0,12 від загальної кількості обмінних форм в грунтовому шарі 0-5 см, що в цілому відповідає даним попередніх досліджень і теоретичних розрахунків. Сама динаміка наростання концентрації ^{90}Sr в водній фазі достатньо точно описується кінетичним рівнянням першого ступеня. Для ^{137}Cs, як і очікувалося, перехід в воду є не суттєвий. Спостереження за змивом радіонуклідів з тестових майданчиків стандарту USLE в умовах природного сніготанення та

дощового стоку в Зоні відчуження ЧАЕС показують, що сучасні параметри змиву достатньо суттєво відрізняються від тих, що були отримані в експериментах в перші роки після аварії на ЧАЕС і для цезію-137 дуже близькі до тих, що наведені для річкових систем в районі АЕС Фукусіма Дайчі в Японії.

За наявності науково-технічної продукції обґрунтування її переваг у порівнянні з існуючими аналогами

За результатами проведених досліджень отримані нові актуальні дані, що характеризують сучасний стан радіоактивного забруднення водних об'єктів зони відчуження та Київського водосховища, що дозволяє проводити оцінку їх впливу на радіаційні характеристики поверхневих вод р. Дніпро як для звичайних кліматичних умов так і у разі виникнення надзвичайних природних явищ (повені, сильні зливи, пожежі на водозбірних територіях).

Серед основних отриманих результатів слід виділити: нові сучасні дані про концентрації радіонуклідів у воді, на зависі і донних намулах від гирлової зони річок Прип'ять та Дніпро до нижньої частин Київського водосховища; отримано поточне співвідношення фізико-хімічних форм радіонуклідів в основних типах донних відкладі; оцінено внесок чорнобильських паливних часток у загальну активність донних відкладів; отримано параметри сучасних темпів седиментації та темпів зростання радіоактивності на ділянках стабільного мулонакопичення; за результатами досліджень проведено уточнення карти радіонуклідного забруднення Київського водосховища; оцінено сучасні запаси та розподіл радіонуклідів у Київському водосховищі; оцінено динаміку радіонуклідного забруднення, форм знаходження радіонуклідів та показників якості води у озерах на території ложа ВО ЧАЕС; проведена оцінка динаміки форм знаходження радіонуклідів на обсохлих ділянках ложа ВО ЧАЕС; за результатами досліджень на експериментальних стокових майданчиках у Зоні відчуження отримані сучасні параметри водного змиву радіонуклідів у тому числі і обумовлені пожежами на їх території; оцінено сучасні параметри масообміну радіонуклідів в системі вода – ґрунти заплав Чорнобильської зони відчуження.

Практична цінність отриманих результатів реалізації Проєкту для економіки та суспільства

Отримані в рамках виконання даного договору експериментальні дані дозволять предметно проводити верифікацію та валідацію моделей, що розробляються в рамках виконання даного проекту які в свою чергу дозволять виважено приймати управлінські рішення з управління водними ресурсами для мінімізації радіаційні ризики для населення у тому числі і у разі виникнення надзвичайних природних явищ, аварій та катаклізмів.

Опис шляхів та способів подальшого використання результатів виконання Проєкту в суспільній практиці

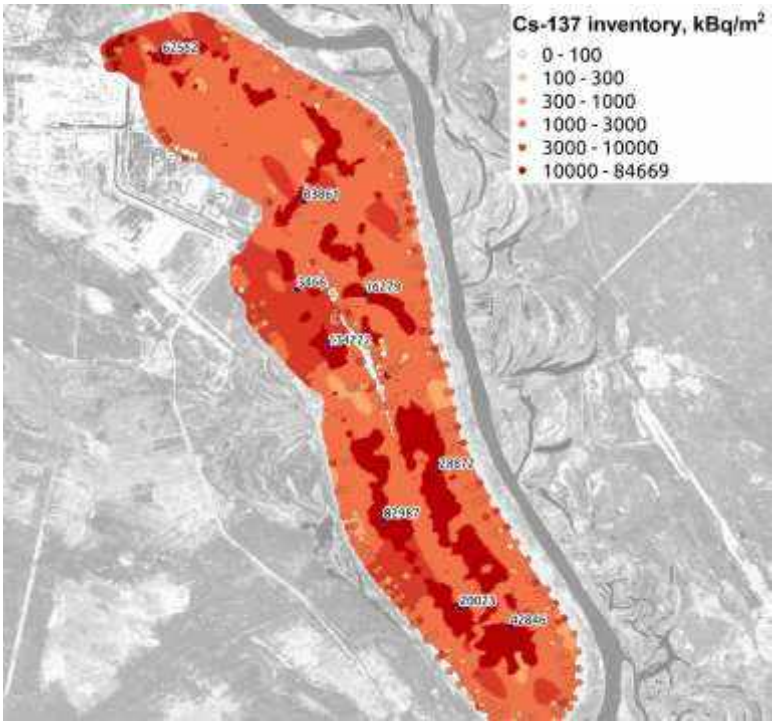
Згідно результатів досліджень, впродовж часу, що минув після аварії на ЧАЕС, відбувся перерозподіл радіонуклідів та форм їх знаходження в елементах ландшафтів водозбірних територій зони відчуження. Тому отримані оновлені результати і аналітичні матеріали за результатами виконання даної роботи матимуть попит в організаціях, що опікуються управлінням і безпекою радіоактивно-забруднених територій, зокрема такими як: ДАЗВ, ДСП «Екоцентр», Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник, ДІЯР України, та інших. Також отримані результати можуть бути застосовані в системи підтримки прийняття рішень «РОДОС» (RODOS) для валідації та параметризації моделей та використані при розробці сучасних концепцій пов’язаних з оптимізацією моніторингових спостережень, оптимізацією управління радіоактивно забрудненими водозбірними територіями і водними об’єктами та ін.

Повний науковий звіт Субвиконавця додається

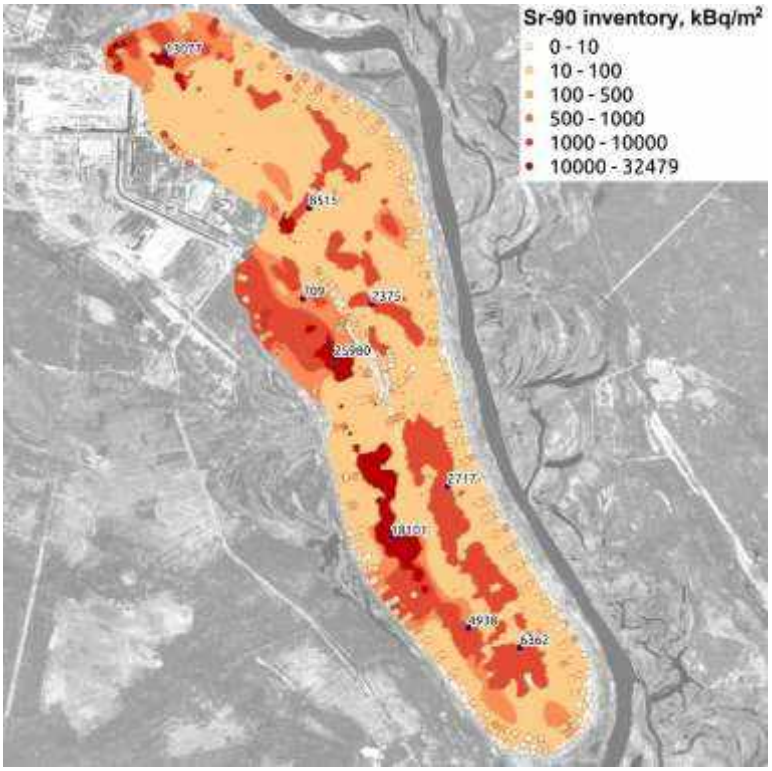
1.2 Оновлені карти радіоактивного забруднення донних відкладів ВО ЧАЕС

На основі даних вимірювань, накопичених в ході виконання Проєкту, побудовані карти вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в донних відкладах ВО ЧАЕС (рис. 1.1). Застосування ГІС-технологій дозволило більш точно визначити положення відібраних зразків та здійснити прив'язку отриманих даних вимірювань до географічних орієнтирів. Дані вимірювань включають дані УкрГМІ за 1999 – 2013 роки, на основі яких були побудовані цифрові карти з високою роздільною здатністю для вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у донних відкладах всього ВО ЧАЕС [1]; дані вимірювань вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr на осушеному дні, отримані в ДСП Екоцентр під час відряджень до м. Чорнобиль в рамках виконання Проєкту (зразки відбиралися протягом 2016 – 2019 років в процесі осушення мілких областей ВО ЧАЕС при падінні рівня води в ньому); дані вимірювань в глибоководних областях ВО ЧАЕС, здійснених УкрГМІ в 2020 і 2021 роках в процесі виконання Проєкту. Сукупність накопичених даних дозволить побудувати більш точні карти забруднення осушених ділянок дна ВО ЧАЕС, що може бути важливим для планування подальшої технічної активності в зоні відчуження.

Також був проведений аналіз карт радіоактивного забруднення донних відкладів водойми-охолоджувача у порівнянні з відповідними картами атмосферного випадання радіонуклідів внаслідок аварії на ЧАЕС. Для цього карти забруднення, представлені на рис. 1.1, були накладені на карти щільності атмосферного випадання з урахуванням радіоактивного розпаду кожного радіонукліду станом на 2020 рік та з застосуванням ГІС-технологій (рис. 1.2). Можна сказати, що під впливом течій та процесів осадження, радіонукліди, які випали на ВО ЧАЕС, перемістилися переважно в глибоководні області, сформувавши суттєво неоднорідне забруднення донних відкладів. У результаті, мілководні області, які осушилися внаслідок зниження рівня води в ВО, характеризуються значно нижчим вмістом радіонуклідів, ніж глибоководні.

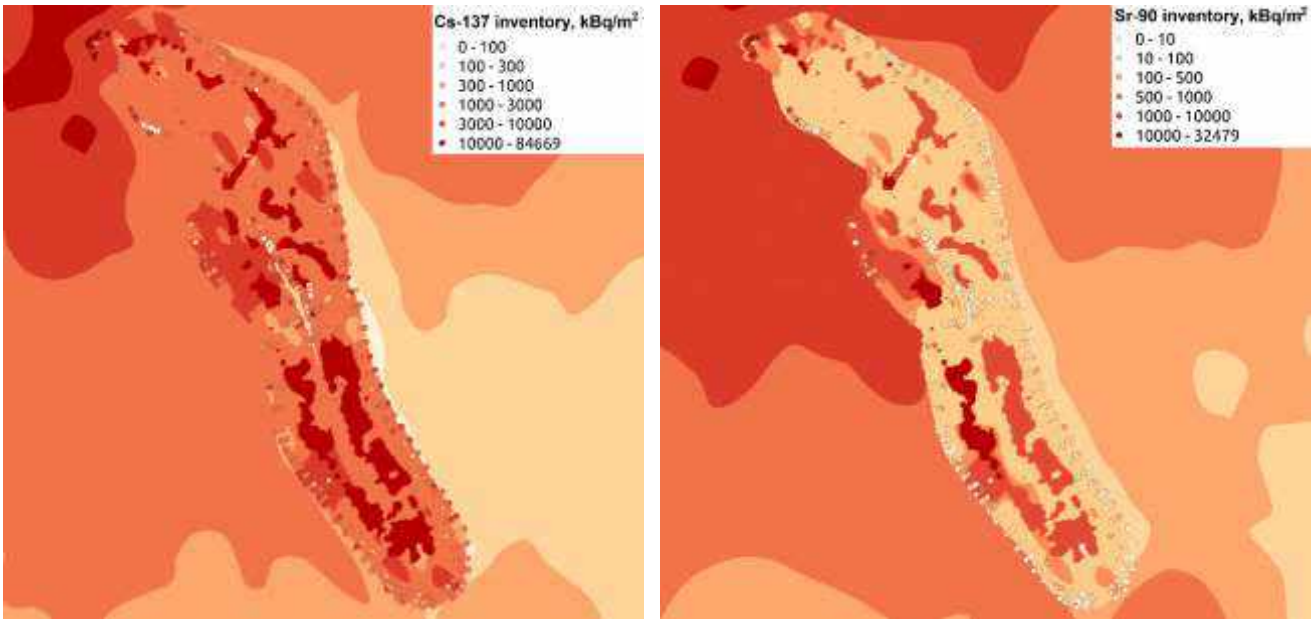


(а)



(б)

Рисунок 1.1 – Карти вмісту ^{137}Cs (а) і ^{90}Sr (б) у донних відкладах ВО ЧАЕС на основі даних УкрГМІ станом на 2013 рік (карта з ізолініями), даних ДСП Екоцентр за 2016 – 2019 роки (точки на осушених ділянках), даних, виміряних УкрГМІ у 2020 і 2021 роках (точки з цифрами в глибоких частинах).



(а) (б)

Рисунок 1.2 – Карти вмісту ^{137}Cs (а) і ^{90}Sr (б), представлені на рис. 1.1, накладені на карти щільності атмосферного випадання радіонуклідів внаслідок аварії на ЧАЕС, відкориговані з урахуванням радіоактивного розпаду станом на 2020 рік.

1.3 Карта вмісту ^{137}Cs в донних відкладах Київського водосховища

При побудові нової цифрової карти забруднення дна Київського водосховища (рис. 1.3) використовувались дані попередніх вимірювань УкрГМІ станом на 2013 рік. Виміри, здійснені УкрГМІ протягом 2020 і 2021 років (11 колонок відкладів, відібраних у 2020 році) в рамках даного Проєкту показали (див. звіт Субвиконавця), що за період з 2013 року значних змін у вмісті ^{137}Cs в донних відкладах Київського водосховища не відбулося. Тому карта 2013 року може вважатися актуальною для моделювання впливу будь яких робіт, що призводять до порушення донних відкладів, зокрема робіт з днопоглиблення, на зміну

концентрації ^{137}Cs у воді водосховища і, відповідно, у водних організмах, які входять у раціон харчування людини.

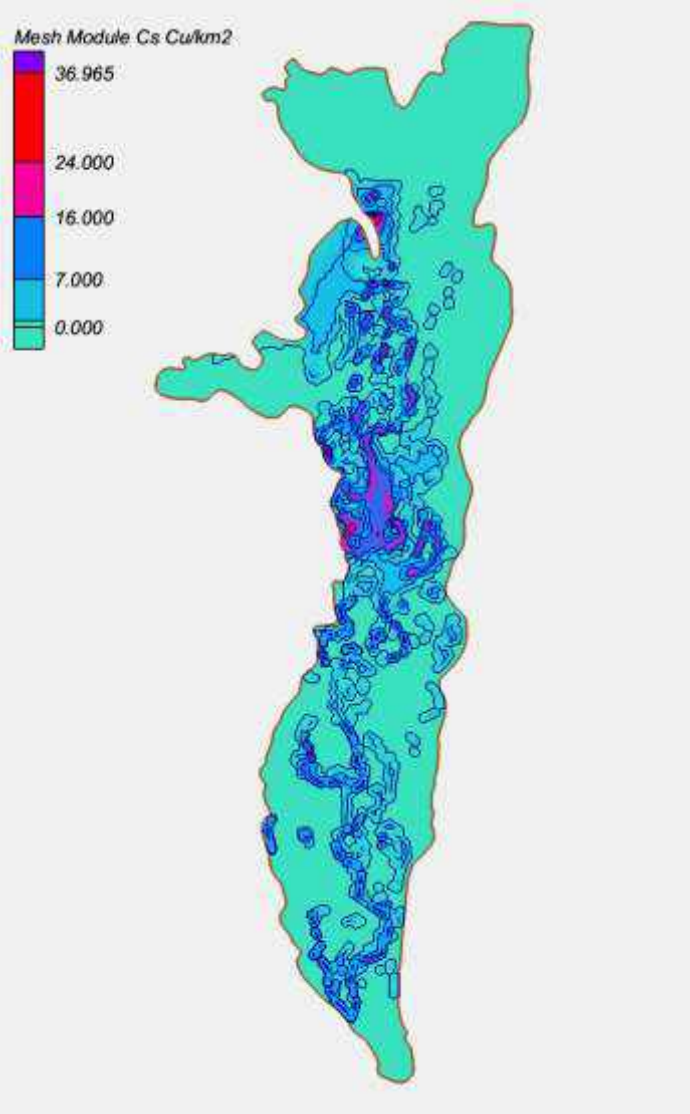


Рисунок 1.3 – Карта вмісту ^{137}Cs в донних відкладах Київського водосховища, Кі/км^2 (1 Кі/км^2 = 37 кБк/м^2).

1.4 Висновки до розділу 1

1. Опрацьовано і систематизовано результати лабораторних досліджень проб води і донних відкладів, відібраних під час експедицій жовтня 2020 р. і червня 2021 р. у Київському водосховищі, на заплаві р. Прип’ять та у ВО ЧАЕС.

2. Експериментально визначено відповідні концентрації радіонуклідів станом на 2020 і 2021 роки, а також сучасні значення параметрів обміну радіонуклідів у системах «вода – донні відклади», які використовувались для налаштування математичних моделей.

3. Побудовані цифрові карти сучасного радіоактивного забруднення донних відкладів ВО ЧАЕС, які можуть використовуватися для планування подальшої технічної активності в зоні відчуження.

4. Побудована цифрова карта вмісту ^{137}Cs в донних відкладах Київського водосховища, необхідна для оцінок впливу робіт з днопоглиблення на зміну концентрації ^{137}Cs у воді водосховища і, відповідно, у водних організмах, які входять у раціон харчування людини.

РОЗДІЛ 2
Лабораторні дослідження гідробіонтів, відібраних в ході виконання Проєкту в ВО ЧАЕС та в Київському водосховищі

2.1 Результати досліджень динаміки радіоактивного забруднення гідробіонтів водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС

В період до зниження рівня води ВО ЧАЕС був високопродуктивною напівприродною екологічною системою, що характеризувалася високим біорізноманіттям гідробіонтів різних трофічних рівня та екологічних груп, і яку населяли угруповання вищих водних рослин, фіто- та зоопланктону, фіто- та зооперифітону, зообентосу та риб. Під час аварії на ЧАЕС всі біотичні компоненти екосистеми ВО зазнали інтенсивного радіоактивного забруднення. Основна увага впродовж виконання власних досліджень приділялась динаміці питомої активності головних дозоутворювальних радіонуклідів (^{90}Sr та ^{137}Cs) у вищих водних рослинах, двостулкових молюсках та рибах.

Водяна рослинність є одним із основних компонентів біоти екосистеми ВО. В результаті життєдіяльності рослини беруть участь в процесах самоочищення, а при відмиранні – у самозабрудненні водних об’єктів, формуючи якість водного середовища. Зарості, розташовані в прибережній зоні, відіграють роль природних біологічних фільтрів, осаджуючи завислі частинки, що надходять з водозбору. Велика частина цих частинок нагромаджується на поверхні рослин, інша – переробляється перифітонними угрупованнями. При цьому рослини слугують не тільки субстратом для перифітону, але й засвоюють продукти мінералізації. В процесі живлення вищі водяні рослини поглинають з води і донних відкладень, накопичують, утилізують і трансформують біогенні речовини, мікроелементи, а разом з ними і різні токсиканти, включаючи важкі метали і радіонукліди. Основні дослідження водяних рослин ВО були виконані в рамках робіт [2-4].

У публікації [2] наводиться загальна питома активність радіонуклідів у різних видах вищих водяних рослин у 1988 р., яка була в межах 18–555 кБк/кг. У найбільших концентраціях накопичувались ^{144}Ce (2,6–96,2 кБк/кг), ^{106}Ru (1,3–77,7 кБк/кг), ^{134}Cs (2,7–40,7 кБк/кг), ^{137}Cs (1,2–40,7 кБк/кг) і ^{90}Sr (до 13,7 кБк/кг).

У подальшому основними дозоутворювальними радіонуклідами стали ^{90}Sr і ^{137}Cs. Ми вивчали динаміку радіонуклідів переважно для трьох домінуючих видів вищих водних рослин у північно-західній частині ВО – очерету звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), куширу зануреного (*Ceratophyllum demersum* L.) та водопериці колосистої (*Myriophyllum spicatum* L.). З початку 1990-х років найвищі концентрації як ^{90}Sr, так і ^{137}Cs були виявлені в очереті звичайному, що належить до гелофітів (повітряно-водні рослини) – в середньому 600 і 3000 Бк/кг відповідно (рис. 2.1).

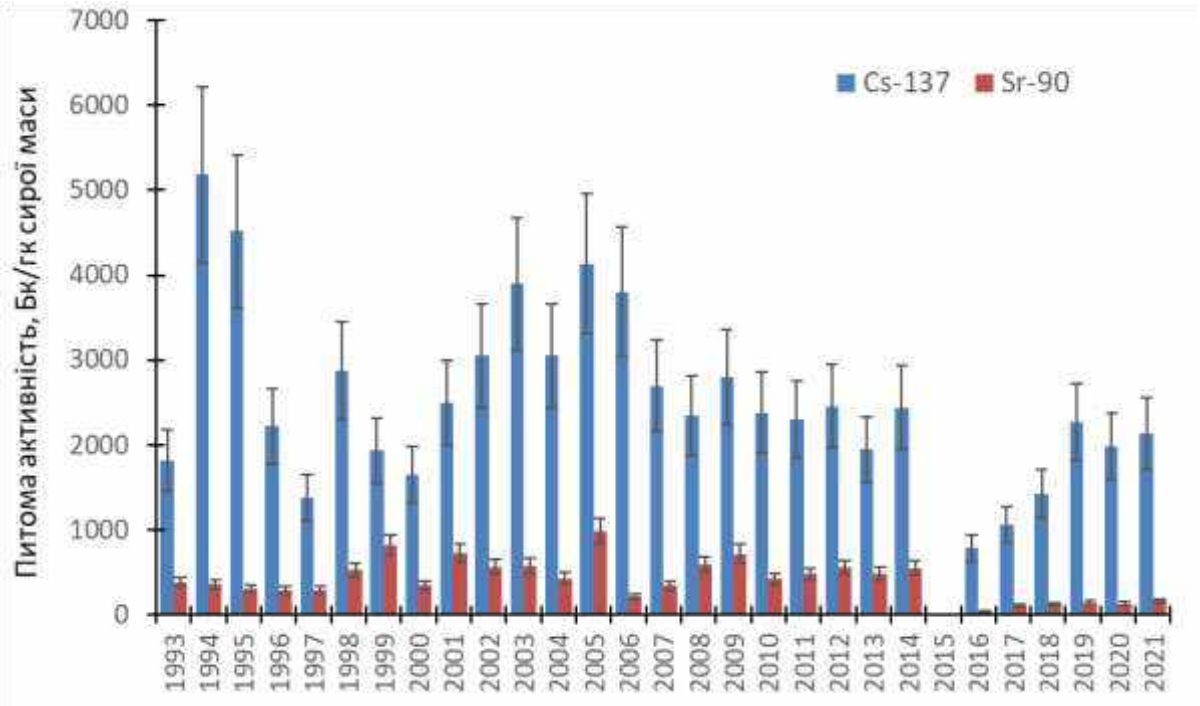


Рисунок 2.1 – Динаміка питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs в очереті звичайному північно-східної частини ВО протягом 1993-2021 рр.

Упродовж наступних років концентрація ^{137}Cs продовжувала знижуватися, тоді як концентрація ^{90}Sr залишалася на тому ж рівні з незначними коливаннями до

моменту виведення ВО з експлуатації. У 2015 р. рівень води істотно знизився, а зарості очерету опинилися на значній відстані від урізу води і почали відмирати. Починаючи з 2016 р. ми відбирали зразки молодих пагонів очерету, які відновлювались внаслідок поширення насіння вздовж прибережної смуги, поступово прямували за відступаючою водою до остаточного зниження рівня води в межах сезонної динаміки його рівня в р. Прип'ять. При цьому питома активність обох радіонуклідів у пагонах популяції очерету, що відновлювалася, була досить низькою порівняно з періодом до зниження рівня води. Лише у 2021 р. питома активність ^{137}Cs досягла попередніх рівнів, а ^{90}Sr – поступово збільшуючись, була в середньому втричі нижчою.

Для «справжніх» вищих водяних рослин – гідрофітів (на прикладі водопериці колосистої), популяція яких поступово відновлювалась зі зниженням рівня води у ВО було відзначено, що концентрація ^{137}Cs продовжувала поступово знижуватися після зниження рівня води у ВО. Що стосується ^{90}Sr, то починаючи з 2017 р. його активність у рослинних тканинах почала істотно зростати перевищивши у 2020 р. рівні до періоду зниження води у 8 разів (рис. 2.2).

Слід зазначити, що на теперішній час берегові смуги водойм, які утворилися в межах колишньої акваторії ВО, досить активно заростають наземною та навколоводною рослинністю, різні угрупування якої зазнавали істотної динаміки, змінюючи одні на інших упродовж різних етапів зниження рівня води у ВО. Проте серед фітоценозів гідрофітів літоральної частини водойм відбулося зникнення близько 4-5 видив і на даний час у всіх частинах ВО залишились лише розріджені зарості водопериці колосистої в якості головного об'єкту радіоекологічних досліджень вищих водяних рослин.

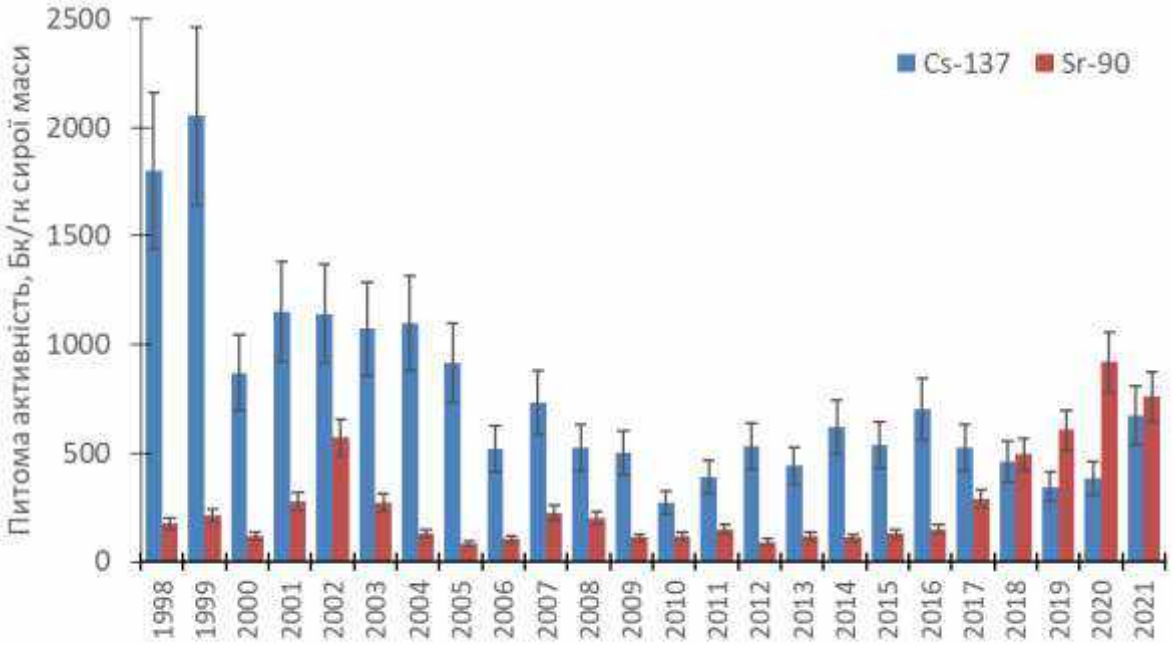


Рисунок 2.2 – Динаміка питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у водопериці колосистої північно-східної частини ВО протягом 1998-2021 рр.

Двостулкові молюски. Найбільш значним за біомасою компонентом серед угруповань гідробіонтів ВО до його виведення з експлуатації були організми зообентосу (донні тварини, що мешкають на поверхні і безпосередньо в донних відкладах) і зооперифітону (водні тварини, що мешкають на твердих субстратах), серед яких найбільшу біомасу мали двостулкові молюски. Внаслідок сприятливого водного режиму та наявності необхідних субстратів, у ВО сформувалися потужні поселення двостулкових молюсків (особливо дрейсенід), які були важливим середоутворюючим чинником, що впливав на розвиток рослинних та тваринних угруповань ВО, а також забезпечував необхідну кормову базу для риб. При цьому основні запаси зообентосу та зооперифітону ВО знаходилися переважно в літоральній зоні, тобто на глибині перших кількох метрів.

Прісноводні молюски є широко використовуваними об'єктами радіоекологічних та радіобіологічних досліджень акваторій, що зазнають впливу підприємств ядерного паливного циклу. Завдяки здатності накопичувати практично всі радіонукліди, присутні в навколишньому середовищі, а також

високій біомасі молюски відіграють важливу роль у процесах акумуляції та біоседиментації радіоактивних речовин у прісноводних екосистемах, що дозволяє розглядати цих безхребетних з одного боку як види-індикатори, а з іншого – як організми, які беруть активну участь у процесах перерозподілу радіоактивних речовин у гідробіоценозах.

Двостулкові молюски були домінуючою групою гідробіонтів за біомасою серед безхребетних ВО ЧАЕС. Раковина молюсків, що становить близько 50-70% маси особини, на 99% складається з карбонату кальцію і, відповідно, інтенсивно накопичує ^{90}Sr, який є хімічним аналогом кальцію. Двостулкові молюски, що мешкали у ВО ЧАЕС, були облігатними фільтраторами за способом живлення і тому відігравали істотну роль у процесах трансформації енергії у водних екосистемах. Оскільки значна кількість радіонуклідів у прісноводній екосистемі сорбована на завислих речовинах або міститься в бактеріо-, зоо- або фітопланктонних організмах, якими живляться молюски, поселення двостулкових молюсків, фільтруючи сестон, відігравали значну роль у седиментації радіоактивних речовин.

Безперечно, з перших днів аварії на Чорнобильській АЕС молюски у ВО зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення, але достовірних даних про динаміку питомої активності основних дозоутворювальних коротко- та тривалоіснуючих радіонуклідів упродовж перших років після аварії нам невідомо. Основні результати радіоекологічні досліджень прісноводних молюсків ВО наведені у публікаціях [2, 4-10].

Власні дослідження динаміки питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs у Dreissena sp. північно-західної ділянки ВО, які розпочалися у 1996 р., свідчать про те, що після відносної стабілізації питомої активності радіонуклідів на рівні 2000 Бк/кг для ^{90}Sr і 1000 Бк/кг для ^{137}Cs протягом 1996-2000 рр., з 2001 р. спостерігалося ступінчасте зниження питомої активності радіонуклідів майже в 2 рази (рис. 2.3).

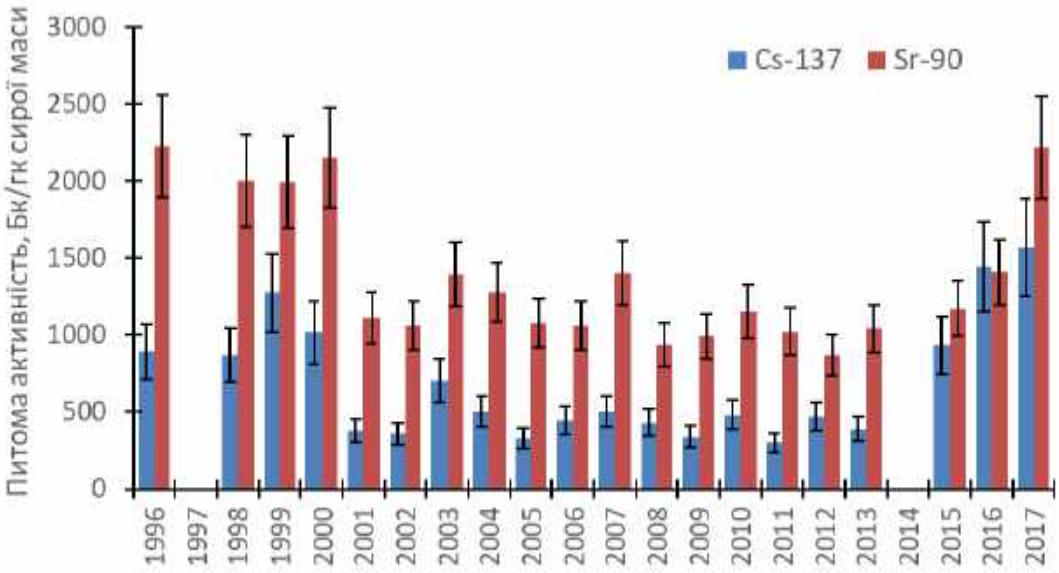


Рисунок 2.3 – Динаміка питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у *Dreissena* sp. північно-східної частини ВО протягом 1996-2017 рр.

На нашу думку, основними, найбільш вірогідними причинами такої динаміки можуть бути зниження питомої радіоактивності води, а також зміна теплового та гідрохімічного режиму ВО після зупинки останнього діючого блоку Чорнобильської АЕС у грудні 2000 року.

Зниження рівня води у ВО з кінця 2014 р. призвело до масової загибелі прісноводних молюсків у прибережній зоні. Нам вдалося відібрати проби молюсків ще протягом 3 наступних років у 2015-2017 рр., при цьому спостерігалася тенденція значного збільшення вмісту радіонуклідів у тканинах *Dreissena* sp., пов’язане зв’язку із зростанням концентрації радіонуклідів у воді ВО. З 2018 року прісноводні молюски перестали зустрічатися в усіх частинах ВО.

Рибне населення. За період існування ВО в ньому сформувалася досить різноманітна прісноводна іхтіофауна. Серед риб, як аборигенних (за походженням з басейну р. Прип'ять), так і інвазійних, сформувалися стійкі екологічні зв'язки. Нині існуючий комплекс аборигенних та інвазійних риб за видовим складом є унікальним біологічним явищем, яке утворилося у напівприродних умовах існування ВО.

Для риб найбільш детально вивчені особливості динаміки питомої активності та видової специфічності концентування радіонуклідів у порівнянні з іншими гідробіонтами ВО [2, 4, 11-19].

Внаслідок аварії на ЧАЕС протягом 1986-1987 рр. вміст ^{137}Cs в м'язах риб досягав значень 90-613 кБк/кг, що в десятки тисяч разів перевищували доаварійні показники. Для риб ВО найбільш радіологічно значущим був ^{137}Cs, який накопичується переважно в м’язових тканинах. Найбільшу кількість ^{137}Cs накопичували хижаки – сом, судак, щука та ін. Середня концентрація ^{137}Cs в м'язах хижих риб у 1987 р. перевищувала 150 кБк/кг, а в 1995 р. була на рівні 21-27 кБк/кг. Радіоактивність м'язів хижаків у 1995 р. була в 3-6 разів вищою за м'язи планктофагів, бентофагів і всеїдних видів риб.

Упродовж 2020-2021 рр. питому активність ^{137}Cs для різних видів риб північно-західної частини ВО відзначали в діапазоні 690–3070 (в середньому 1460) Бк/кг. Максимальні значення вмісту ^{137}Cs були притаманні хижим видам, майже в 3 рази перевищуючи аналогічні середні показники для «мирних» видів (рис. 2.4). Риби ВО ЧАЕС є найбільш показовими серед досліджених нами водойм Чорнобильської зони відчуження, демонструючи виражений ефект трофічних рівнів з найбільш інтенсивним концентруванням ^{137}Cs хижими видами. Мінімальні значення у «мирних» видів відзначені для плоскирки та коропа.

Питому активність ^{90}Sr упродовж дослідженого періоду реєстрували в межах 300-1310 (в середньому 770) Бк/кг. Найвищі показники накопичення радіонукліду притаманні мирним видам з максимальними значеннями у краснопірки. Для хижих видів відзначені істотно менші активності. Практично для всіх «мирних» видів риб відзначені перевищення питомої активності ^{90}Sr у порівнянні з ^{137}Cs.

На прикладі краснопірки та окуня звичайного північно-західної частини ВО (рис. 2.5) показано, що протягом 2011-2020 рр. не спостерігалося суттєвої тенденції в динаміці концентрації ^{137}Cs для обох видів, тоді як концентрація ^{90}Sr у риб, після зниження рівня води у ВО, почало зростати з 2016 р. Ця тенденція найбільш яскраво виражена для «мирних» видів риб.

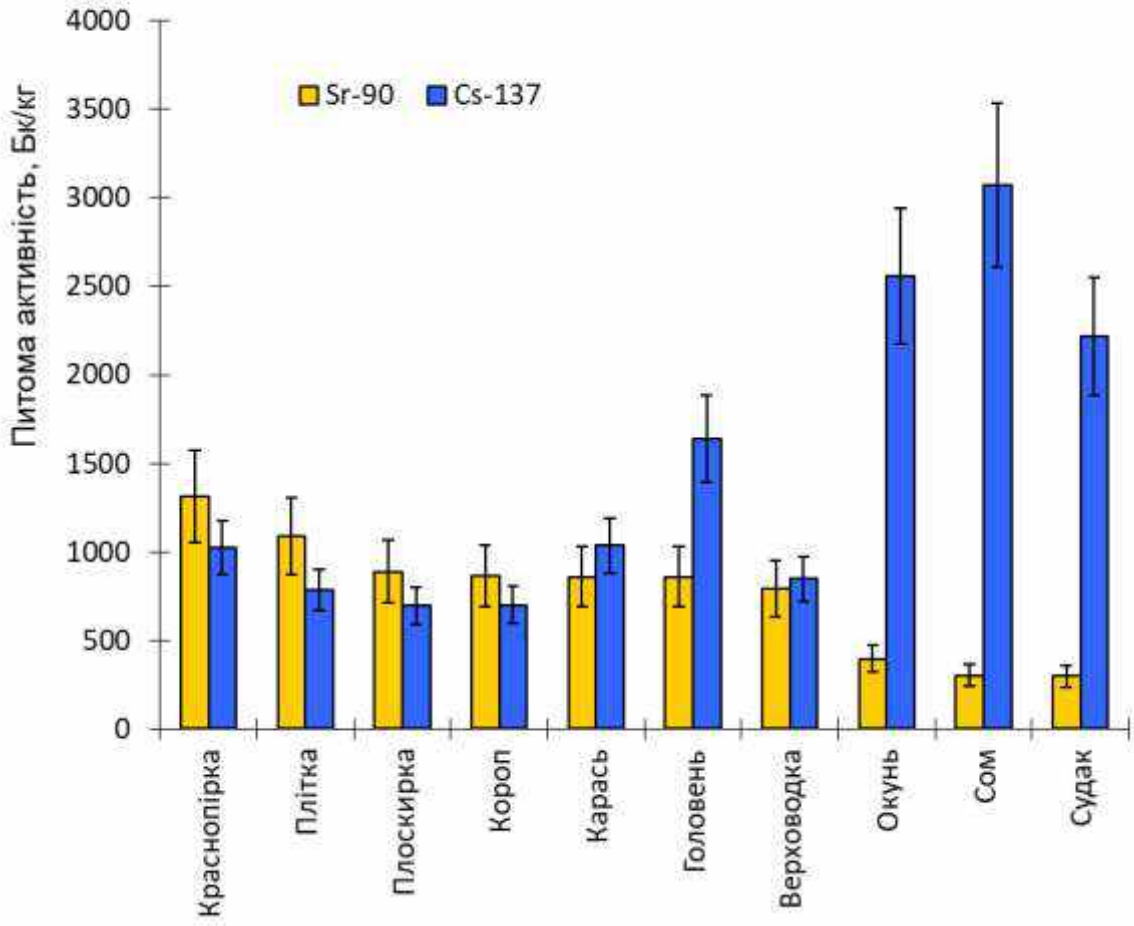
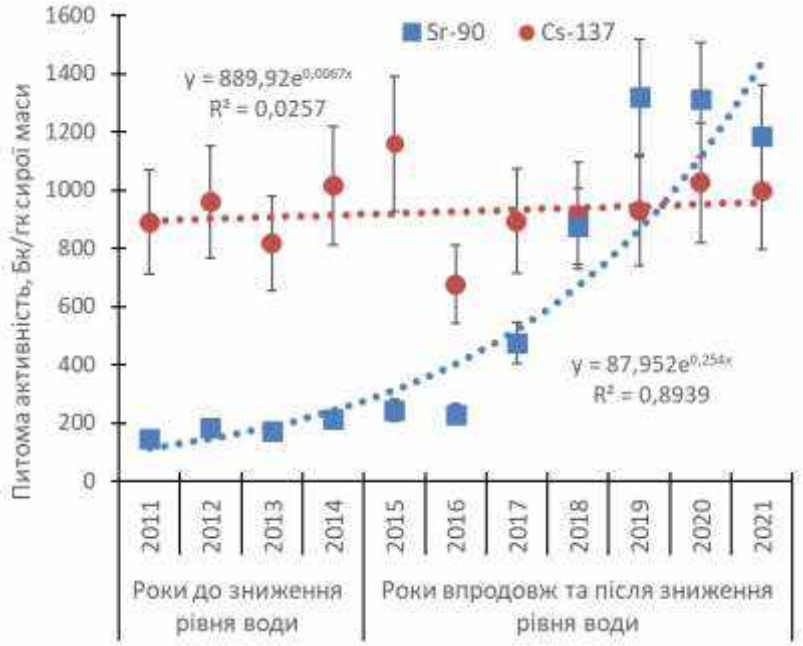
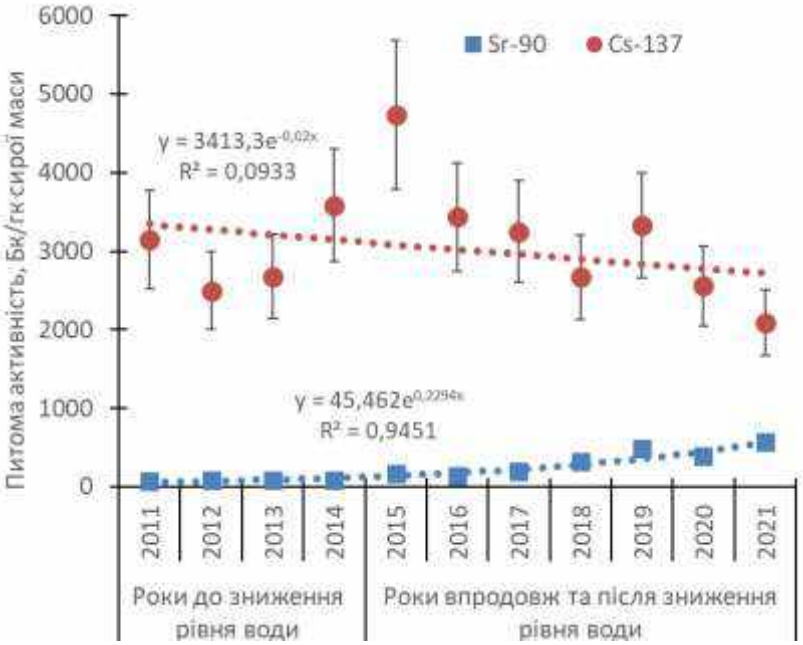


Рисунок 2.4 – Усереднена питома активність радіонуклідів у представників різних видів риб північно-західної частини ВО протягом 2020-2021 рр.

Підвищена питома активність ^{137}Cs в тканинах хижих видів риб, у першу чергу, пов'язана з ефектом трофічного рівня – накопиченням радіонукліду з м'язових тканин риб – харчових об'єктів. ^{90}Sr, навпаки, накопичується хижаками менш інтенсивно, оскільки міститься в рибі, яку споживають іхтіофаги, в погано перетравлюваних кісткових тканинах. У харчовому раціоні краснопірки переважають водорості-обростання, вищі водяні рослини та безхребетні, які характеризуються високими показниками накопичення ^{90}Sr та більш ефективним його засвоєнням під час травлення. Вочевидь, це пов'язано з високими рівнями та динамікою накопичення ^{90}Sr цим «мирним» видом риб у результаті зниження рівня води у ВО.



а



б

Рисунок 2.5 – Динаміка питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у краснопірки (а) та окуня звичайного (б) північно-західної частини ВО протягом 2011-2021 рр.

Слід також зазначити, що зниження рівня води у ВО призвело до значного зменшення площ природних (повітряно-водні рослини) та штучних (кам'яний накид дамбових огороджень) нерестовищ фітофільних та літофільних видів риб. Такі зазвичай поширені у ВО види риб, як краснопірка, плітка та окунь звичайний,

стають нечисельними. При цьому зростає кількість риб, невибагливих до вмісту розчиненого у воді кисню, – карася сріблястого, лина та коропа.

Таким чином, зниження рівня води у ВО ЧАЕС є масштабною гідротехнічною подією, що не має світових аналогів і призвела, насамперед, до різких змін морфометрії, а також гідрологічного та гідробіологічного режимів водойми. При цьому основні гідрофізичні та гідрохімічні характеристики водного середовища ВО у різні сезони в середньому залишалися в межах еколого-санітарних показників якості води для мезо-евтрофних та евтрофних умов.

У зв'язку з осушенням літоральних зон та формуванням нових на місці колишньої літоралі та верхньої профундали ВО, сталася загибель значної частини угруповань прибережних водяних рослин, зообентосу та зооперифітону. Зменшилися показники рясності організмів по відношенню до попередніх років, практично повністю зникли такі середоутворюючі безхребетні як двостулкові молюски. В даний час у зообентосі на окремих ділянках переважають види, присутність яких свідчить про процес органічного забруднення ВО. Проте зазначені зміни загалом не призвели до критичної ситуації у водному середовищі ВО ЧАЕС на сучасному етапі.

Зниження рівня води у ВО призвело до збільшення питомої активності ^{90}Sr у воді всіх залишкових водойм, які утворились в межах колишньої акваторії ВО. Найбільш ймовірно це пов’язано з ремобілізацією радіонукліду з ґрунтів осушених територій, внаслідок зниження рівня води, та його надходженням до водойм. При цьому ^{90}Sr активно накопичується представниками різних угруповань водної біоти, про що свідчить його ріст у тканинах вищих водяних рослин, молюсків та риб різних екологічних груп.

Питома активність ^{90}Sr і ^{137}Cs в рибі північно-західної частини ВО ЧАЕС в період 2013–2014 рр. була в середньому, відповідно, 40–359 (119) і 540–11270 (2473) Бк/кг. Зниження рівня води у ВО спричинило збільшення вмісту ^{90}Sr у представників іхтіофауни, який досягнув у 2020–2021 рр. значень 659–1394 (839±254) для «мирних» видів риб та 301–646 (475±96) Бк/кг – для риб-іхтіофагів;

питома активність ^{137}Cs, при цьому, становила для мирних видів 615–1459 (960±239), а риб-хижаків – 1834–2910 (2368±384) Бк/кг.

Питома активність ^{90}Sr у «мирних» видів риб різних частин колишньої акваторії ВО була, в основному, у 2,1–4,6 рази вища ніж у хижих, в той час як ^{137}Cs – в 1,2–4,7 рази нижче, що пов'язано з особливостями переходу радіонуклідів по харчових ланцюгах.

Співвідношення вмісту ^{90}Sr/^{137}Cs у «мирних» видів риб станом на 2021 р. було в межах 0,50–1,38, а в рибах-хижаках – значно нижче і сягало величин 0,14–0,28. Серед досліджених риб ВО найбільший вміст ^{90}Sr відзначено для краснопірки, а ^{137}Cs – для хижих видів – окуня, сома звичайного та судака.

Питома активність ^{137}Cs в рибі за період 2020–2021 рр. досліджень залишалась в середньому на одному рівні з коливаннями у межах варіювання для різних вибірок. Динаміка питомої активності ^{90}Sr в рибі водойм, що утворились в межах колишньої акваторії ВО ЧАЕС, свідчить, що вміст ^{90}Sr має первинну тенденцію до зростання (з виходом на плато починаючи з 2020 р.), яка обумовлена, в першу чергу, збільшенням активності ^{90}Sr у воді досліджених водойм в результаті припинення водопостачання і зниження рівня води.

2.2 Результати досліджень динаміки радіоактивного забруднення гідробіонтів Київського водосховища

У перші тижні після аварії на ЧАЕС у 1986 р. радіонуклідне забруднення води Київського водосховища формували ^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{103}Ru, ^{131}I, $^{134,\ 137}$Cs, $^{141,\ 144}$Ce, ^{140}Ba, ^{140}La, при цьому близько 90 % сумарної активності обумовлювали короткоіснуючі радіонукліди [20].

Безпосередньо після надходження радіонуклідів до екосистеми водосховища почалися процеси їхнього розподілу між абіотичними та біотичними компонентами і накопичення гідробіонтами. Дуже важливе значення мало те, що

аварія відбулася у весняний період, коли починаються вегетаційні цикли організмів та популяцій. Саме цей період характеризується інтенсивним поглинанням радіонуклідів гідробіонтами, що обумовило накопичення живими організмами практично усіх зареєстрованих у воді радіонуклідів [20, 21].

У травні-червні 1986 р. у вищих водяних рослинах, які у Київському водосховищі домінують за біомасою, зареєстровані ^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{103,106}Ru, ^{131}I, $^{134, 137}$Cs, $^{141, 144}$Ce, ^{140}Ba, при цьому найбільші показники питомої активності були характерні для короткоіснуючих радіонуклідів – ^{95}Zr, ^{131}I, ^{140}Ba. В цей період найвищими рівнями радіонуклідного забруднення відрізнялися повітряно-водяні рослини, що пояснюється випадінням продуктів поділу на контактуючу із повітряним середовищем поверхню рослин. Так, у другій декаді травня вміст ^{95}Zr в очереті звичайному з Київського водосховища досягав 107 кБк/кг, а сумарна активність усіх радіонуклідів – 629 кБк/кг, тоді як сумарна активність рдесника пронизанолистого не перевищувала 100 кБк/кг [20, 22].

Із плином часу, внаслідок фізичного розпаду короткоіснуючих продуктів поділу, зростав внесок у сумарну радіоактивність рослин ^{90}Sr та ^{137}Cs. Однак необхідно відзначити, що у перший післяаварійний вегетаційний сезон значну роль у формуванні радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин (до 25 % сумарної активності) відігравав ^{144}Ce, який реєстрували у зразках рослин до 1991 р. Встановлено, що період його ефективного напіввиведення очеретом звичайним дорівнював 187±67 днів, рогозом вузьколистим – 142±46 днів, рдесником пронизанолистим – 278±75 днів. При порівнянні швидкості зниження вмісту ^{144}Ce у досліджених видах рослин з періодом його фізичного напіврозпаду (284 доби), було відзначено, що для рдесника пронизанолистого величини вірогідно не відрізнялися [21, 23, 24].

Період ефективного напіввиведення радіонукліда очеретом звичайним та рогозом вузьколистим був коротшим, ніж період його фізичного напіврозпаду. Тобто, швидше відбувалося очищення від радіонукліда тих рослин, які в меншому ступені контактують з водним середовищем.

Найвищу питому активність ^{90}Sr реєстрували у вищих водяних рослинах Київського водосховища у період 1986–1989 рр., спочатку у повітряно-водяних (до 2200 Бк/кг), потім – у занурених (до 4200 Бк/кг). Впродовж 1989–2003 рр. спостерігалася тенденція до зниження вмісту ^{90}Sr у рослинах Київського водосховища у середньому до (17±5) Бк/кг. У подальшому процеси зменшення питомої активності ^{90}Sr у уповільнилися і у період 2010–2014 рр. на різних ділянках водосховища вміст радіонукліда реєстрували у діапазоні величин від 2 до 35 Бк/кг [20, 21, 25, 26].

Найвища за весь період досліджень питома активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Київського водосховища – до 67000 Бк/кг була зареєстрована у 1986 р. У подальшому вміст радіонукліда у рослинних організмах поступово зменшувався і через 25 років після аварії питому активність радіонукліда реєстрували у діапазоні величин від 7 до 600 Бк/кг. На цей час внесок ^{137}Cs до сумарної активності вищих водяних рослин у середньому складав 85% [20, 25, 26].

Вважаємо за необхідне відзначити важливу особливість формування радіоактивного забруднення рослин Київського водосховища – залежність рівнів накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs усіма видами рослин від особливостей міграції радіонуклідів з водними масами. Встановлено, що найвищі рівні вмісту радіонуклідів були притаманні зразкам, які відібрані у Прип’ятському відрозі та на правобережних ділянках. Питома активність радіонуклідів у рослинах з Дніпрвського відрогу та лівобережних ділянок середньої частини водосховища була меншою [25].

У результаті досліджень багаторічної динаміки вмісту ^{137}Cs у занурених рослинах було встановлено, що на полігонній ділянці в районі с. Страхолісся період напівзменьшення питомої активності ^{137}Cs у гідатофітах Київського водосховища для часового інтервалу з 1989 до 1996 рр. становив 1,9±0,7 років, на період 1989–2014 рр. – 5,0±0,8 років, тобто була виявлена тенденція до уповільнення швидкості зменшення питомої активності ^{137}Cs у гідатофітах [23, 24].

Вперше після аварії на ЧАЕС вміст радіонуклідів у рибах Київського водосховища визначили у червні 1986 р. Питома активність окремих радіонуклідів

в організмі риб різних видів відзначена в діапазоні наступних величин: ^{144}Ce – 81–962 Бк/кг, ^{141}Ce – 15–296 Бк/кг, ^{131}I – 12–1073 Бк/кг, ^{103}Ru – 15–148 Бк/кг, ^{140}Ba – 237–703 Бк/кг, ^{137}Cs – 59–1998 Бк/кг, ^{95}Zr+^{95m}Nb 4–229 Бк/кг, ^{95}Nb – 229-326 Бк/кг, ^{134}Cs – 27–740 Бк/кг, ^{140}La – 4–307 Бк/кг, ^{144}Pr – 629–1332 Бк/кг. У зазначений період сумарна радіоактивність риб різних видів становила 2368±555 Бк/кг, при цьому вміст радіонуклідів в бентосоїдних видах риб, як правило, перевищував рівні їхнього накопичення хижими видами. Сумарний вміст радіонуклідів в організмах бентосоїдних видів риб у середньому був у 6 раз вищим, ніж у хижих. Дослідженнями, які виконані до аварії на ЧАЕС, було показано, що вміст радіоактивних ізотопів цезію в організмах риб, збільшується у напрямку до вищих трофічних ланок [20]. У Київському водосховищі інверсію рівнів вмісту ^{137}Cs в бентосоїдних та хижих видах риб спостерігали упродовж кількох місяців після аварії. У 1987 р. у Київському водосховищі відновилася характерна для природних водойм закономірність збільшення концентрації радіонуклідів цезію у напрямку до кінцевих ланок трофічних ланцюгів. Слід зазначити, що в початковий період досліджень бентосоїдні види характеризувалися більш широким спектром накопичених радіонуклідів. Це явище можна пояснити високим вмістом радіоактивних елементів в об'єктах їхнього харчування. Найбільший внесок у формування радіонуклідного забруднення риб вносили в цей період ізотопи цезію і йоду.

Після розпаду короткоіснуючих продуктів поділу радіонуклідне забруднення риб Київського водосховища формували ^{90}Sr і ^{137}Cs. При цьому до 1990 р. внесок останнього в сумарну активність в середньому становив 87% для бентосоїдних видів і 96% для хижаків. При порівнянні усереднених концентрацій ^{90}Sr в рибах мирних і хижих видів Київського водосховища не було виявлено достовірних відмінностей рівнів накопичення цього радіонукліда даними групами риб протягом усього періоду досліджень. Збільшення концентрації ^{90}Sr в організмах риб відбувалося протягом півтора-двох років після аварії, максимальні значення концентрації цього радіонукліда (до 140 Бк/кг) зареєстровані в організмі плотви.

Рівні накопичення ^{90}Sr рибами різних видів достовірно не відрізнялися і до 1991 року в середньому становили 19±6 Бк/кг. За період 1991–1995 рр. питома активність ^{90}Sr в рибах Київського водосховища зменшилася до 3÷15 Бк/кг, протягом 1995–2014 рр. достовірні зміни вмісту ^{90}Sr в рибах Київського водосховища не зареєстровані [25, 26].

Аналіз рівнів вмісту ^{137}Cs в рибах різного типу живлення показав, що концентрація радіонуклідів цезію в організмах риб хижих видів збільшувалася протягом 18–20 місяців після аварії. Найбільш високі за весь період досліджень рівні накопичення ^{137}Cs (до 6290 Бк/кг) відзначені в організмі щуки в період осінь 1987 – зима 1988 рр. Надалі відзначено поступове зниження вмісту ^{137}Cs в організмах риб (рис. 2.6) [25, 27].

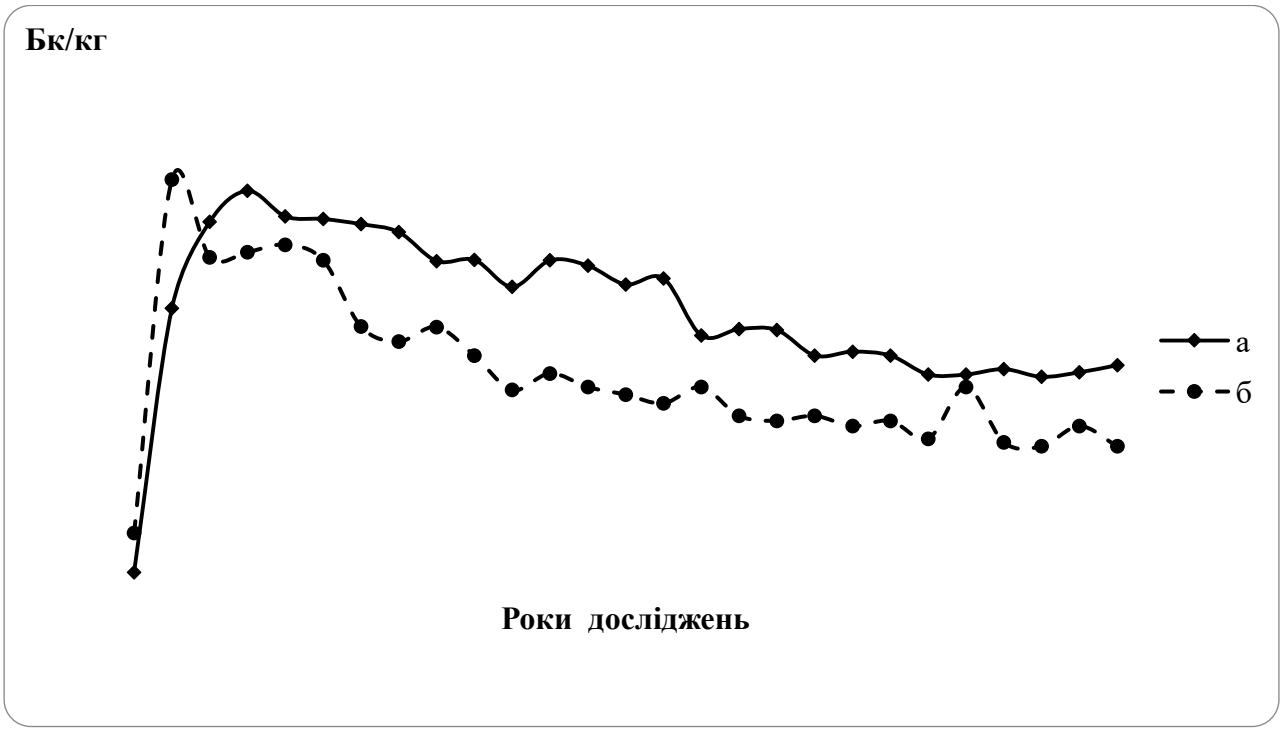


Рисунок 2.6 – Динаміка вмісту ^{137}Cs у мирних (а) та хижих (б) рибах Київського водосховища

До 2014 року середнорічна питома активність ^{137}Cs знизилася в рибах хижих видів до 20–70 Бк/кг, в бентосоїдних видах – до 10–20 Бк/кг. На підставі багаторічних даних про динаміку концентрації ^{137}Cs в рибах Київського

водосховища визначена швидкість зниження вмісту цього радіонукліда [23, 24]. Згідно з отриманими результатами, ефективний період напіввиведення ^{137}Cs бентофагами становив 5,3±0,6, рибами хижих видів – 4,0±0,3 року.

У жовтні 2020 р. та червні 2021 р. були здійснений експедиційні виїзди на Київське водосховище. Були відібрані наступні види вищих водяних рослин, які належать до 3-х основних екологічних груп, із двома підгрупами – занурені (гідатофіти) укорінені: рдесник пронизанолистий – *P. perfoliatus* L.; водопериця колосиста – *Myriophyllum spicatum* L*;* занурені (гідатофіти) неукорінені: кушир занурений – *Ceratophyllum demersum* L.; *водяний* різак алоевидний – *Srtatiotes aloides* L.*;* рослини з плаваючим на поверхні води листям (плейстофіти), укорінені: глечики жовті – *Nuphar lutea* (L.) Smith.; водяний горіх – *Trapa natans* L.; рослини з плаваючим на поверхні води листям (плейстофіти) неукорінені: жабурник звичайний – *Hydrocharis morsus-ranae* L.; сальвінія плаваюча – *Salvinia natans* (L.) All.; повітряно-водяні (гелофіти): куга озерна – *Scirpus lacustris* L.; очерет звичайний – *Phragmites australis* (Cav.) Trin.; рогіз вузьколистий – *Typha angustifolia* L.; лепешняк великий – *Glyceria maxima* (C. Gartm.); їжача голівка зринувша – *Sparganium emersum* Rehm. Також визначений вміст радіонуклідів у зелених нитчастих водоростях роду *Cladophora* та у синьозелених водоростях.

Серед молюсків досліджували двостулкових молюсків роду D*reissena* та перлівницю – *Unio Pectorum* L. Серед представників іхтіофауни Київського водосховища були відібрані наступні види риб: мирні – плітка звичайна – *Rutilus rutilus* L.; краснопірка – *Scardinius erythrophthalmus* L.; верховодка – *Alburnus alburnus alburnus* L.; плоскирка – *Blicca bjoerkna* L.; клепець європейський – *Ballerus sapa*; чехоня – *Pelecus cultratus* L.; карась сріблястий – *Carassius auratus* gibelio (Bloch); йорж звичайний – *Gymnocephalus cernuus* L.; бичок піщаник – *Neogobius fluviatilis* Pallas; хижі – щука – *Esox lucius* L.; судак звичайний – *Stizostedion lucioperca* L.; окунь річковий європейсько-азіатський – *Perca fluviatilis fluviatilis* L.; Питома активність радіонуклідів у водних рослинах наведена у Бк/кг повітряно-сухої маси, риб – у Бк/кг природної вологості.

Середні значення величин у таблицях та тексті наведені у вигляді:

$\langle x \rangle \pm STD$,

де $\langle x \rangle$ – середнє арифметичне

STD – середнє квадратичне відхилення.

Проведені у попередні роки дослідження показали, що на акваторії Київського водосховища найвищі рівні вмісту радіонуклідів були притаманні зразкам, які відібрані у Прип'ятському відрозі та на правобережних ділянках верхньої частини водосховища. Питома активність радіонуклідів у рослинах з Дніпровського відрогу та лівобережних ділянок середньої частини водосховища була меншою [25].

Тому рівні радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин визначали у представників різних екологічних груп, які були відібрані на територіях фітоценозів у районі с. Теремці (Дніпровський відріг), Домантова півострова, Прип'ятського відрогу (буй 209), та с. Страхолісся (табл. 2.1–2.4). Середні значення питомої активності ^{137}Cs у надземних органах рослин досліджених фітоценозів зареєстровані у досить широких межах – від 2,5±0,6 (рогіз вузьколистий, Прип'ятський відріг) до 226,0±45,0 Бк/кг (сальвінія плаваюча, Прип'ятський відріг).

Крім того, у 2021 р. у середній частині водосховища біля правого берега у районі с. Толокунь були відібрані 2 види вищих водяних рослин – водяний різак алоевидний та рдесник пронизанолистий, у яких питома активність ^{137}Cs становила 65,2 та 12,4 Бк/кг, відповідно.

Таблиця 2.1 – Середні значення питомої активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах різних екологічних груп, с. Теремці, 2020 р.

Види	Екологічна група	^{137}Cs, Бк/кг
Очерет звичайний	Гелофіти	31,7±21
Рогіз вузьколистий	Гелофіти	19,8
Їжача голівка зринувша	Гелофіти	30,0±8,4
Глечики жовті	Плейстофіти укорінені	21,4±5,4
Водяний горіх	Плейстофіти укорінені	9,7±1,8
Водяний різак алоевидний	Гідатофіти неукорінені	18,0±3,2
Кушир занурений	Гідатофіти неукорінені	34,4±12,0

Таблиця 2.2 – Середні значення питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах різних екологічних груп, Домантов півострів, 2020 р.

Види	Екологічна група	^{137}Cs, Бк/кг
Очерет звичайний	Гелофіти	5,3±1,6
Куга озерна	Гелофіти	8,5±3,5
Глечики жовті	Гелофіти	19,9±6,1
Водяний горіх	Плейстофіти	47,4±18,2
Водопериця колосиста	Гідатофіти укорінені	63,6±14,3
Кушир занурений	Гідатофіти неукорінені	44,6±11,2

Таблиця 2.3 –Середні значення питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах різних екологічних груп, Прип’ятський відріг, 2020 р.

Види	Екологічна група	^{137}Cs, Бк/кг
Очерет звичайний	Гелофіти	10,1±1,6
Рогіз вузьколистий	Гелофіти	2,5±0,6
Сальвінія плаваюча	Плейстофіти неукорінені	226,0±45
Водяний різак алоевидний	Гідатофіти неукорінені	64,5±9,2
Кушир занурений	Гідатофіти неукорінені	66,0±16,5

Таблиця 2.4 – Середні значення питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах різних екологічних груп, с. Страхолісся, 2020-2021 рр.

Види	Екологічна група	^{137}Cs, Бк/кг
Рогіз вузьколистий	Гелофіти	86,1±31,0
Очерет звичайний	Гелофіти	6,0±1,5
Лепешняк великий	Гелофіти	43,5±12,3
Глечики жовті	Плейстофіти укорінені	63,0±20,3
Водяний горіх	Плейстофіти укорінені	35,4±8,9
Жабурник звичайний	Плейстофіти неукорінені	31,6±4,7
Водопериця колосиста	Гідатофіти укорінені	42,6±8,1
Рдесник пронизанолистий	Гідатофіти укорінені	27,8±4,2
Кушир занурений	Гідатофіти неукорінені	32,4±4,9

Аналіз отриманих результатів показує, що загалом упродовж останніх 10-ти років питома активність ^{137}Cs у надземних органах вищих водяних рослин зменшилася, однак ступінь її зменшення на окремих ділянках водосховища значно відрізнялася. Якщо у 2010 р. питома активність радіонукліда у рослинах Дніпровського відрогу була у 2–5 разів меншою, ніж у відповідних видах фітоценозів Прип'ятського відрогу та ділянки в районі с. Страхолісся, то 2020 р. відносно високий вміст^{137}Cs відзначений лише на території Прип'ятського відрогу, а рівень забруднення рослин на інших ділянках практично не відрізнявся (рис. 2.7). При цьому найвища зареєстрована активність ^{137}Cs відзначена лише для одного виду – сальвінії плаваючої, який на території інших досліджених фітоценозів не зустрічався. Питома активність ^{137}Cs в рослинах інших видів рослин Прип'ятського відрогу не перевищувала 82 Бк/кг.

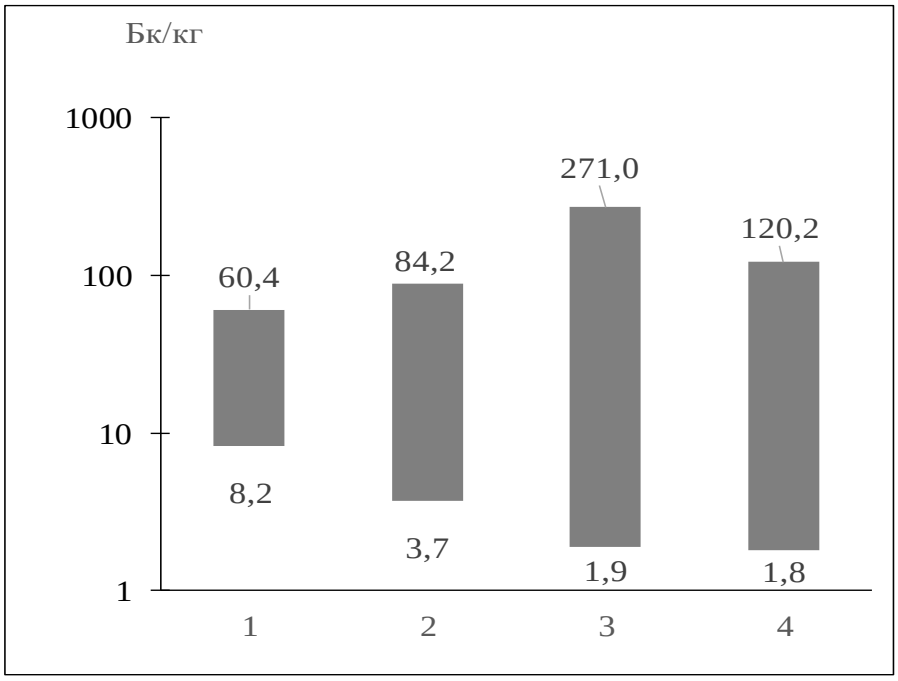


Рисунок 2.7 – Діапазони питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах на різних ділянках Київського водосховища, 2021 р.: 1 – с. Теремці; 2 – Домантов півострів; 3 – Прип'ятській відріг; 4 – с. Страхолісся

Середні значення питомої активності ^{90}Sr у надземних органах рослин досліджених фітоценозів зареєстровані (табл. 2.5) у діапазоні величин – від 2,4±0,8 (очерет звичайний, Домантов півострів) до 77,3±11,5 Бк/кг (Водяний різак алоевидний, с. Толокунь).

Відповідно результатам проведених нами раніше досліджень, за зростанням усередненої питомої активності ^{137}Cs досліджені види вищих водяних рослин, які належать до різних екологічних груп, можна було розташувати у наступній послідовності: гелофіти < плейстофіти< гідатофіти. Тобто найбільше радіонукліда накопичували ті види рослин, для яких характерна значна площа контакту вегетуючих органів із водним середовищем. На теперішній час така закономірність не простежується (табл. 2.6), що ймовірно обумовлено відмінностями динаміки вмісту ^{137}Cs у рослинах різних екологічних груп на різних ділянках водосховища.

Таблиця 2.5 – Середні значення питомої активність ^{90}Sr у вищих водяних рослинах груп Київського водосховища 2020-2021рр.

Види	Район відбору	^{90}Sr, Бк/кг
Очерет звичайний	Теремці	4,1±0,6
Рогіз вузьколистий	Теремці	5,4±0,8
Водяний різак алоевидний	Теремці	13,4±2
Очерет звичайний	Домантов півострів	2,4±0,8
Куга озерна	Домантов півострів	8,7±1,3
Водяний горіх	Домантов півострів	14,0±2,1
Водяний різак алоевидний	Домантов півострів	53,3±14,2
Рогіз вузьколистий	Прип'ятський відріг	9,7±1,4
Водяний різак алоевидний	Прип'ятський відріг	17,9±2,6
Рогіз вузьколистий	Страхолісся	8,1±1,2
Лепешняк великий	Страхолісся	18,6±2,7
Глечики жовті	Страхолісся	10,4±1,5
Водопериця колосиста	Страхолісся	45,8±6,8
Водяний різак алоевидний	Толокунь	77,3±11,5
Рдесник пронизанолистий	Толокунь	23,7±3,5

Таблиця 2.6 – Питома активність радіонуклідів у рослинах різних екологічних груп Київського водосховища, 2010 р., 2020-2021 рр.

Екологічні групи	2010 р		2020-2021 рр.	
	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг	^{90}Sr Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг
Гелофіти	16,1±12,2 (2,2 – 29,1)	19,6±13,3 (6,0–40,2)	7,8±4,9 (2,4–9,7)	28,2±43,6 (2,53–166)
Плейстофіти	10,9±11,0 (3,1 – 35,4)	71,0±49,5 (22,2 – 121)	9,6±4,9 (4,3 – 14,0)	52,7±66,4 (9,7 – 226)
Гідатофіти	16,1±9,4 (5,5–34,2)	226,5±188,0 (43–588)	38,6±24,7 (13,4–77,3)	41,2±19,4 (12,4–70,0)

Слід зазначити, що упродовж останніх десяти років питома активність ^{137}Cs у рослинах Дніпровського відрогу практично не змінилася. Так, середні рівні вмісту радіонукліда у куширі зануреному та глечиках жовтих вірогідно не відрізнялися від величин, зареєстрованих у 2010 р., а в очереті звичайному були навіть дещо вищими (рис. 2.8). У то же час, середня питома активність ^{137}Cs у рослинах з Прип'ятського відрогу на теперішній час істотно зменшилася (рис. 2.9). Так, упродовж 10-ти років в очереті звичайному вміст радіонукліда зменшився з 19 до 10 Бк/кг, в рогозі вузьколистому – з 20 до 2,5 Бк/кг, в куширі зануреному – з 240 до 66 Бк/кг, тобто у 2, 8 та 3,6 рази, відповідно.

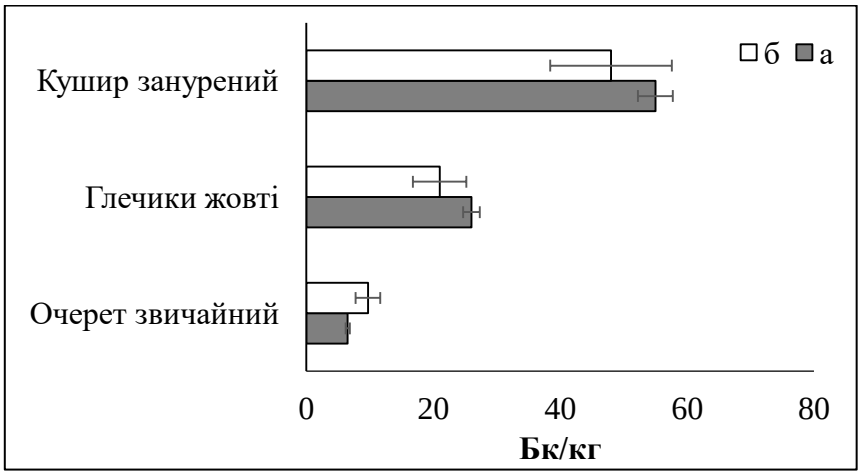


Рисунок 2.8 – Середня питома активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах на території фітоценозу в районі с. Теремці: а – 2010 р., б – 2020 р.

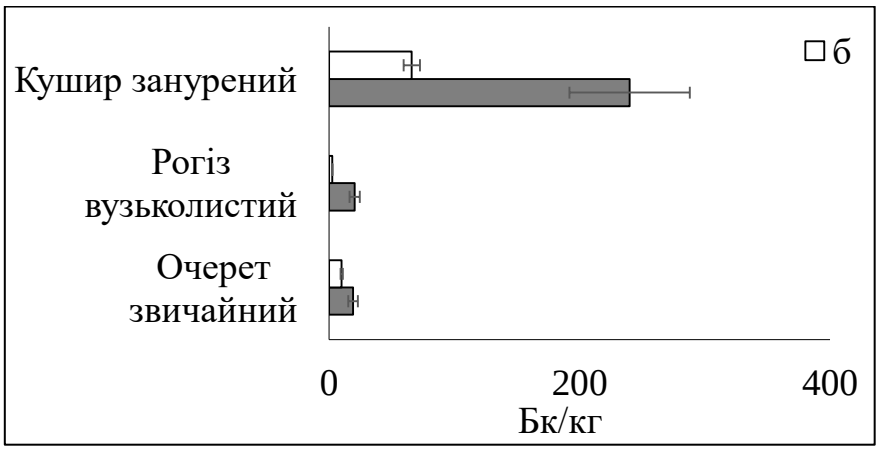


Рисунок 2.9 – Середня питома активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах на території фітоценозу у Прип'ятському відрозі: а – 2010 р., б – 2020 р.

Поряд із цим, відзначена тенденція до уповільнення швидкості зменшення питомої активності ^{137}Cs у гелофітів та укорінених прейстофітів, які відібрані в районі с. Страхолісся, а у червні 2021 р. навіть до її збільшення (рис. 2.10).

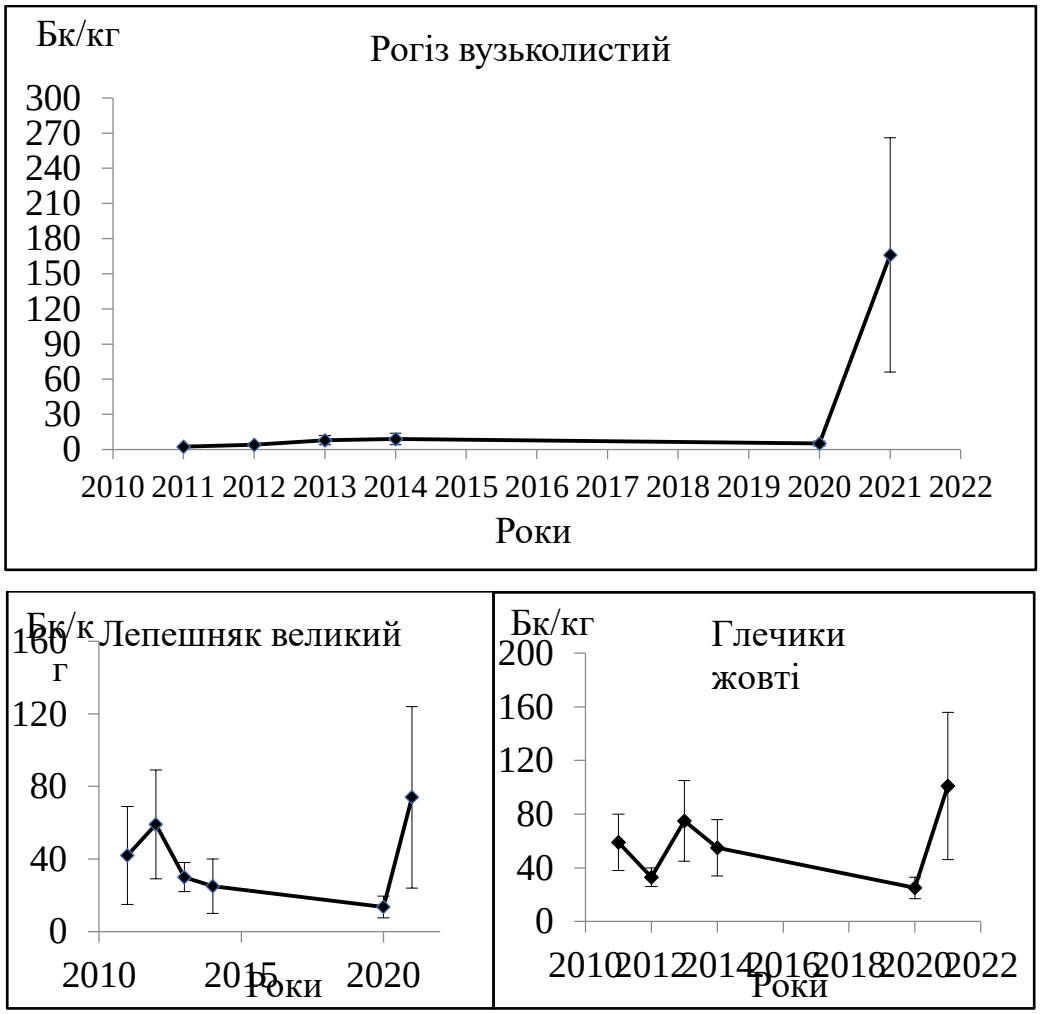


Рисунок 2.10 – Динаміка вмісту ^{137}Cs в вищих водяних рослинах, с. Страхолісся

Останнє може бути пов’язане з тим, що у ході виконання попередніх оцінок динаміки накопичення ^{137}Cs у рослинних організмах та у 2020 р. проби відбирали наприкінці вегетаційного сезону, а у 2021 р. – у червні. Відомо, що у гелофітів найбільший вміст біогенних елементів у надземних органах відзначається на початку вегетаційного сезону – в період їхнього активного росту. Потім швидкість продукції органічної речовини в рослинних тканинах починає перевищувати швидкість надходження в них мінеральних речовин. Відбувається «біологічне розбавлення» мінеральної компоненти органічною, внаслідок чого її частка в

одиниці маси тканин і досягає мінімальних величин на піку вегетації. Аналогічно формуються й рівні вмісту накопичення радіонуклідів у надземних органах.

Багаторічні, з урахуванням одержаних у 2020 р. результатів, дослідження динаміки питомої активності ^{137}Cs в гідатофітах полігонної ділянки у районі с. Страхолісся дозволили уточнити параметри зменшення вмісту зазначеного радіонукліда у занурених рослинах. Вище було зазначено, що для часового інтервалу з 1989 до 1996 рр. період напівзменшення активності радіонукліда у рослинах становив 1,9±0,7 років, на період 1989–2014 рр. – 5,0±0,8 років, тобто була виявлена тенденція до уповільнення швидкості зменшення питомої активності ^{137}Cs у гідатофітах, а з урахуванням результатів 2020 р. період напівзменшення збільшився до 5,3±0,7 років (рис. 2.11).

Щодо особливостей динаміки вмісту ^{90}Sr у вищих водяних рослинах необхідно відзначити тенденцію до збільшення питомої активності радіонукліда у гідатофітів (див. табл.6). Якщо упродовж останніх 10-ти років рівні накопичення ^{90}Sr гелофітами у середньому зменшилися у 2 рази, а плейстофітами практично не змінилися, то середня питома активність радіонукліда у гідатофітах збільшилася у 2 рази.

Проведені раніше дослідження закономірностей формування радіонуклідного забруднення надземних і підземних органів гелофітів з водойм різного типу, трофічного статусу та ступеню радіонуклідного забруднення показав, що питома активність ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах рослин не відрізнялася, у ґрунтових коренях була у 8–15 разів вищою, ніж у надземних органах. У 2020 р. визначена питома активність ^{137}Cs у надземних органах, кореневищах та ґрунтових коренях представників екологічної групи гелофітів – очерету звичайного та лепешняка великого. Встановлено, що вміст радіонукліда у надземних органах та кореневищах досліджених видів вірогідно не відрізняється, у ґрунтових коренях очерету звичайного вищий, ніж у надземних органах, у 16 разів, лепешняка великого – у 13 разів (рис. 2.12). Отже, на теперішній час закономірності формування радіонуклідного забруднення надземних органів гелофітів не змінилися.

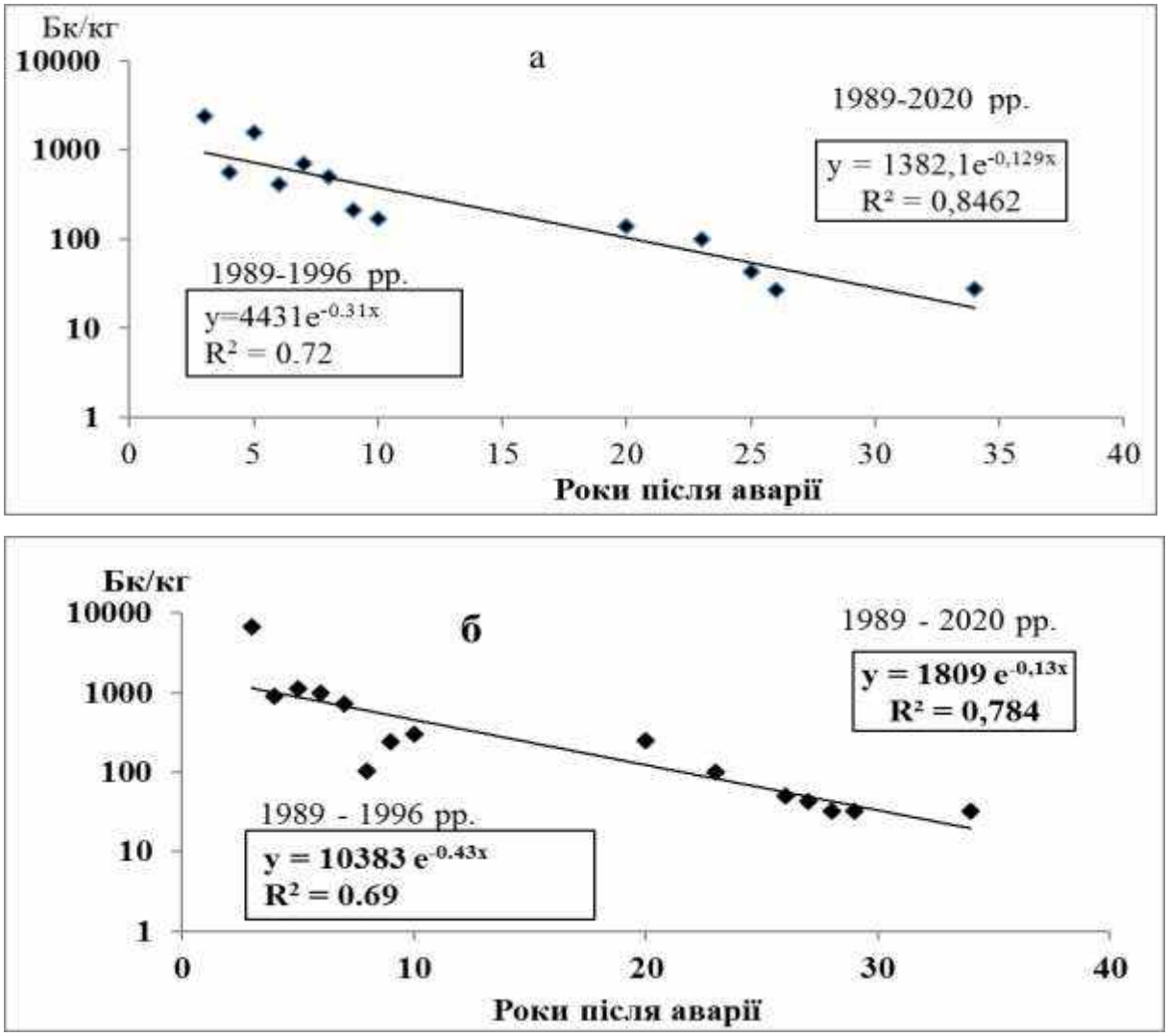


Рисунок 2.11 – Динаміка вмісту ^{137}Cs у рдесника пронизанолистого (а) та кушира зануреного (б), район с. Страхолісся

Питома активність ^{137}Cs у зелених нитчастих водоростях, які були відібрані на території фітоценозу біля с Страхолісся, становила 102±20 Бк/кг, Прип'ятського відрогу – 136±35 Бк/кг, тобто вірогідно не відрізнялася і була вищою, ніж у занурених рослинах обох фітоценозів. Питомий вміст ^{137}Cs у синьозелених водоростях становив 21±5 Бк/кг.

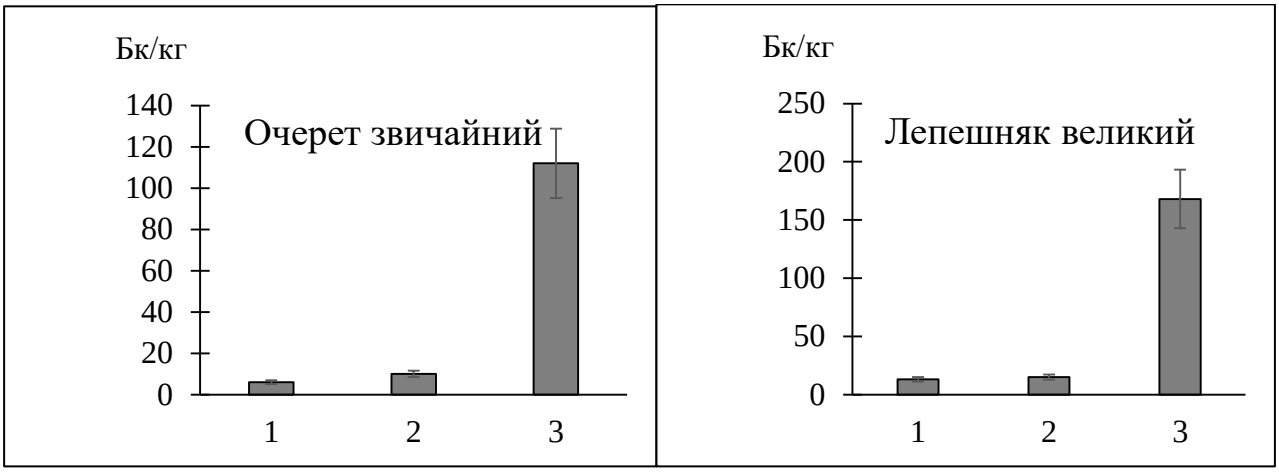


Рисунок 2.12 – Питома активність ^{137}Cs у надземних та підземних органах гелофітів: 1 – надземні органи; 2 – кореневища; 3 – корені

Питома активність ^{137}Cs в організмі риб, які були виловлені у жовтні 2020 р. зареєстрована (табл. 2.7) у діапазоні величин від 2,7 Бк/кг (плоскирка, район с. Теремці) до 21,0 Бк/кг (судак, район с. Глібівка). Питома активність ^{90}Sr – у діапазоні величин від 2,2±0,7 Бк/кг (окунь, район с. Теремці) до 16±4 Бк/кг (краснопірка, район с. Страхолісся).

За результатами досліджень радіонуклідного забруднення риб у жовтні 2020 р. не виявлено вірогідних відмінностей питомої активності радіонуклідів в організмі риб, які були виловлені на різних ділянках Київського водосховища.

Питома активність ^{137}Cs в організмі риб, які були виловлені у червні 2021 р. зареєстрована (табл. 2.8) у діапазоні величин від 1,7 Бк/кг (карась сріблястий, нижня частина водосховища) до 124,0 Бк/кг (плоскирка, район с.Толокунь), питома активність ^{90}Sr – у діапазоні величин від 2,0 Бк/кг (щука, нижня частина водосховища, судак, район с. Сухолуччя) до 11,3 Бк/кг (бичок піщаник, район с. Толокунь).

Таблиця 2.7 – Середня питома активність радіонуклідів в організмі риб Київсьного водосховища, 2020 р.

Види	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг
с. Теремці		
Плоскирка	6,1±1,5	3,4±1,0
Плітка звичайна	6,8±3,4	-*
Окунь річковий	9,1±2,3	2,2±0,7
с. Страхолісся		
Краснопірка	12,3±2,6	16±4
Плітка звичайна	11,0±7,0	9,0±2,2
Верховодка	10,2±2,0	12,0±3,1
Клепець	8,7±3,1	-
Щука	19,2±2,9	3,2±0,8
Прип’ятський відріг		
Плітка звичайна	13,8±2,8	6,5±1,9
Краснорпірка	8,3±1,7	7,0±1,9
Півострів Домантов		
Краснопірка	4,0±1,6	5,8±1,6
Плоскирка	10,2±2,0	8,6±2,2
Йорж звичайний	12,6±3,2	-
с. Сухолуччя		
Плітка звичайна	17,9±2,7	4,8±1,4
Клепець	8,7±3,1	6,6±1,3
Йорж звичайний	14,2±3,6	6,4±1,3
Судак звичайний	16,3±5,7	5,0±1,3
с. Глібівка		
Плітка звичайне	11,4±2,3	6,8±1,9
Судак звичайний	21,0±3,0	5,7±1,3

Примітка: * – не визначали

Таблиця 2.8 – Питома активність радіонуклідів у рибах, 2021 р.

Вид	^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг
Півострів Домантов		
Плоскирка	57,5±21,2	6,7±1,4
Краснопірка	23±4,1	6,3±1,3
Йорж звич.	15±3,4	6,1±1,3
с. Сухолуччя		
Клепець-3 екз	27,1±13,1	7,5± 3,1
Плітка	95±17	2,7±0,9
Плоскирка	118±21	5,1±1,4
Судак	11,6±3,2	2,2±1,1
Чехоня	39,0±6,1	6,7±1,3
с. Толокунь,		
Плоскирка	118±21	4,84±1,4
Клепець	24±6	5,6±1,9
Бичок- піщаник	25±5,1	11,3±4,1
Нижня частина		
Карась сріблястий	1,68±0,7	-*
Плоскирка	3,9±1,6	-
Щука	2,23±0,5	2,0±0,8
Судак	7,29±1,3	-

Примітка: * – не визначали

У 2020 та 2021 рр. середня питома активність ^{90}Sr у рибах мирних і хижих видів вірогідно не відрізнялася (табл. 2.9). Рівні накопичення ^{137}Cs хижими рибами у 2020 р. були у 2 рази вищими, ніж мирними. Таке співвідношення питомої активності ^{137}Cs у представників зазначених екологічних груп характерне для прісноводних екосистем, які перебувають у стані радіоекологічної рівноваги.

Порушення співвідношень питомої активності ^{137}Cs у ланках трофічних ланцюгів мирні – хижі види риб пов'язують із значним збільшенням надходження радіонукліда до організму риб. Тому необхідно звернути увагу на значне збільшення вмісту ^{137}Cs в організмі деяких особин мирних риб у 2021 р.

Таблиця 2.9 – Середні значення питомої активність радіонуклідів у риб різного типу живлення Київського водосховища, 2020-2021 рр.

Екологічні групи	2020 р.		2021 р.	
	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг	^{90}Sr Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг
Мирні види	6,6±3,2	10,0±3,7	6,4±2,7	37,7±45,4
Хижі види	5,7±1,0	19,9±5,8	3,6±2,7	15,9±16,4

На основі багаторічних досліджень (1988–2021 рр.) питомої активності ^{137}Cs у риб Київського водосховища встановлені параметри зниження вмісту радіонукліда в організми мирних та хижих риб (рис. 2.13, 2.14). Динаміка вмісту радіонукліда у риб добре описується експоненціальною залежністю. За післяаварійний період величини швидкості зниження питомої активності ^{137}Cs у мирних та хижих риб співпадають (0,13 ±0,01 рік$^{-1}$, період напівзменшення 5,3 роки). Однак швидкість зниження питомої активності ^{137}Cs в різні періоди часу у мирних і хижих риб відрізняється. Найбільша швидкість зниження ^{137}Cs у мирних видів спостерігалась у період з 1986 по 1991 рр. – 0,37±0,12 рік$^{-1}$, в наступний період, з 1991 по 2001 рр., величина швидкості зменшилась у 2,5 рази. В період з 2001 р. до 2020 р. швидкість зменшення вмісту^{137}Cs у мирних риб (0,043±0,008 рік$^{-1}$) була у 9 разів меншою, ніж у перші 5 років після аварії. У хижих видів риб найбільша швидкість зниження ^{137}Cs спостерігалася в період з 1988 по 1993 рр. – 0,20±0,04 рікг$^{-1}$, у період з 1993 по 2002 швидкість зниження ^{137}Cs зменшилась на 25 %. У період з 2002 по 2020 рр. швидкість зниження питомої активності ^{137}Cs у хижих видів риб складала 0,082 ±0,08 рік$^{-1}$.

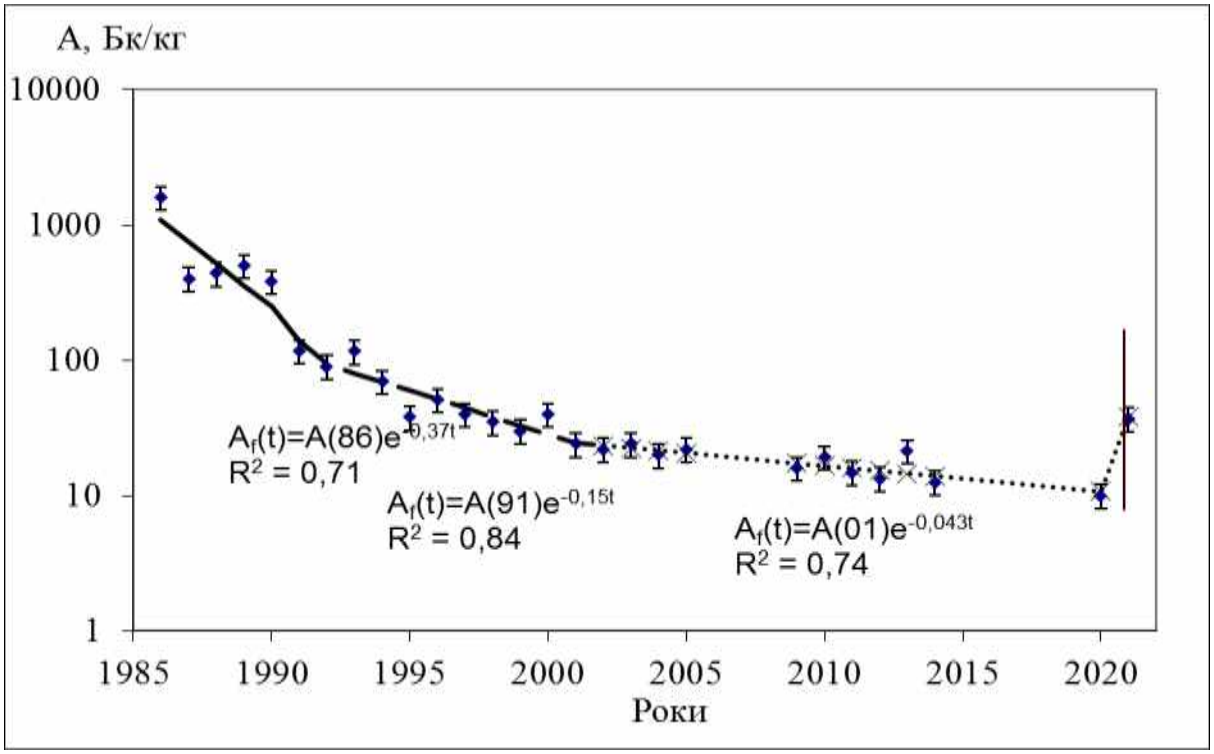


Рисунок 2.13 – Динаміка питомої активності ^{137}Cs у мирних риб Київського водосховища

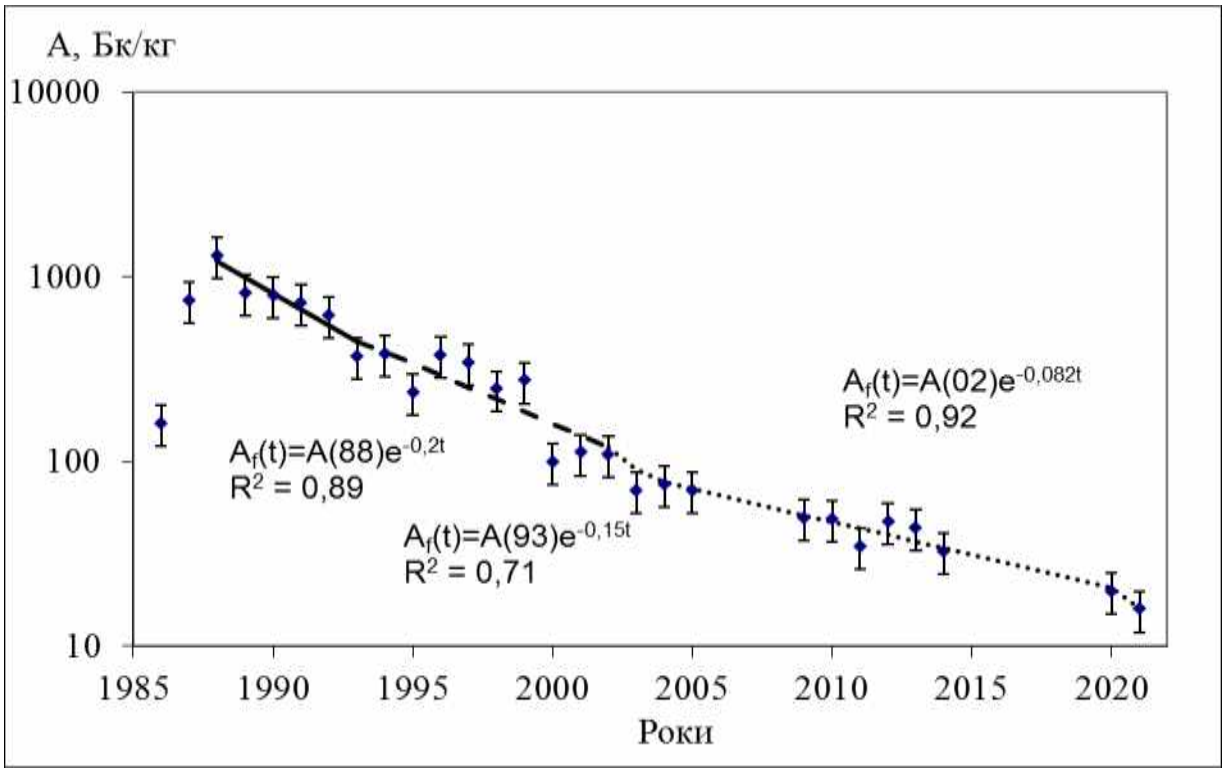


Рисунок 2.14 – Динаміка питомої активності ^{137}Cs у хижих риб Київського водосховища

Питома активність ^{90}Sr в організмі D*reissena* Sp. становила 41,5 Бк/кг, перлівниці – 21,5 Бк/кг, ^{137}Cs – 25,5 Бк/кг та 60 Бк/кг, відповідно.

Таким чином, у 2020 та 2021 рр. визначений вміст радіонуклідів у вищих водяних рослинах (13 видів), молюсках (2 вида) рибах (12 видів). Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водних рослинах зареєстрована у діапазоні величин 2,4–77,3 Бк/кг та 2,5–226 Бк/кг, відповідно; у молюсків – 21–54 Бк/кг та 19–60 Бк/кг; у риб – 2,0–16,2 Бк/кг та 1,7–124 Бк/кг.

На час досліджень рівні вмісту ^{90}Sr у гелофітів іплейстофітів вірогідно не відрізнялись, у гідатофітів були приблизно у 4 рази вищими. Вміст ^{137}Cs у представників групи гелофітів був найменшим, у плейстофітів і гідатофітів перевищував вміст у гелофітів у 1,5рази.

Порівняння результатів попередніх досліджень з отриманими у 2020–2021 рр. даними показало, що упродовж останніх десяти років питома активність ^{137}Cs у рослинах Дніпровського відрогу практично не змінилася, у рослинах з Прип'ятського відрогу на теперішній час істотно зменшилася. На території фітоценозів, які розташовані біля с. Страхолісся, відзначена тенденція до уповільнення швидкості зменшення питомої активності ^{137}Cs у гелофітів та укорінених прейстофітів, відзначена тенденція до уповільнення швидкості зменшення питомої активності ^{137}Cs у гелофітів та укорінених прейстофітів, які відібрані в районі с. Страхолісся, а у червні 2021 р. навіть до її збільшенняа у червні 2021 р. навіть до її збільшення

Встановлено, що питомий вміст ^{137}Cs у надземних органах та кореневищах досліджених видів вірогідно не відрізняється, у ґрунтових коренях очерету звичайного вищий, ніж у надземних органах, у 16 разів, лепешняка великого – у 13 разів. Багаторічні, з урахуванням одержаних у 2020 р. результатів, дослідження динаміки питомої активності ^{137}Cs в гідатофітах полігонної ділянки у районі с. Страхолісся дозволили уточнити параметри зменшення вмісту зазначеного радіонукліда у занурених рослинах. Для часового інтервалу з 1989 до 1996 рр. період напівзменшення активності радіонукліда у рослинах становив 1,9±0,7 років, на період 1989–2014 рр. – 5,0±0,8 років, тобто була виявлена тенденція до

уповільнення швидкості зменшення питомої активності ^{137}Cs у гідатофітах, а з урахуванням результатів 2020 р. період напівзменшення збільшився до 5,3±0,7 років.

Щодо особливостей динаміки вмісту ^{90}Sr у вищих водяних рослинах необхідно відзначити тенденцію до збільшення питомої активності радіонукліда у гідатофітів. Якщо упродовж останніх 10-ти років рівні накопичення ^{90}Sr гелофітами у середньому зменшилися у 2 рази, а плейстофітами практично не змінилися, то середня питома активність радіонукліда у гідатофітах збільшилася у 2 рази. У 2020 та 2021 рр. середня питома активність ^{90}Sr у рибах мирних і хижих видів вірогідно не відрізнялася. Рівні накопичення ^{137}Cs хижими рибами у 2020 р. були у 2 рази вищими, ніж мирними. Порушення співвідношень питомої активності ^{137}Cs у ланках трофічних ланцюгів мирні – хижі види риб пов'язують із значним збільшенням надходження радіонукліда до організму риб. Тому необхідно звернути увагу на значне збільшення вмісту ^{137}Cs в організмі деяких особин мирних риб у 2021 р.

На основі багаторічних досліджень (1988–2021 рр.) питомої активності ^{137}Cs у риб Київського водосховища встановлені параметри зниження вмісту радіонукліда в організми мирних та хижих риб. За післяаварійний період величини швидкості зниження питомої активності ^{137}Cs у мирних та хижих риб співпадають (0,13 ±0,01 рік$^{-1}$, період напівзменшення 5,3 роки). Однак швидкість зниження питомої активності ^{137}Cs в різні періоди часу у мирних і хижих риб відрізняються. Найбільша швидкість зниження ^{137}Cs у мирних видів спостерігалась у період з 1986 по 1991 рр. – 0,37±0,12 рік$^{-1}$, в наступний період, з 1991 по 2001 рр., величина швидкості зменшилась у 2,5 рази. В період з 2001 р. до 2020 р. швидкість зменшення вмісту^{137}Cs у мирних риб (0,043±0,008 рікг$^{-1}$) була у 9 разів менша, ніж у перші 5 років після аварії. У хижих видів риб найбільша швидкість зниження концентрації ^{137}Cs спостерігалась в період з 1988 по 1993 рр. – 0,20±0,04 рікг$^{-1}$, у період з 1993 по 2002 швидкість зниження ^{137}Cs зменшилась на 25 %. У період з 2002 по 2020 рр. швидкість зниження питомої активності ^{137}Cs у хижих видів риб складала 0,082 ±0,08 рік$^{-1}$.

2.3 Висновки до розділу 2

Зниження рівня води у ВО призвело до збільшення питомої активності ^{90}Sr у воді всіх залишкових водойм, які утворились в межах колишньої акваторії ВО. Найбільш ймовірно це пов'язано з ремобілізацією радіонукліду з ґрунтів осушених територій (внаслідок зниження рівня води) та його надходженням до водойм. При цьому ^{90}Sr активно накопичується представниками різних угруповань водної біоти, про що свідчить його ріст у тканинах вищих водяних рослин, молюсків та риб різних екологічних груп.

У 2020 та 2021 рр. питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Київського водосховища зареєстрована у діапазоні величин 2,4–77,3 та 2,5–226 Бк/кг, у молюсків – 21–54 та 19–60 Бк/кг, а у риб – 2,0–16,2 та 1,7–124 Бк/кг, відповідно. На основі багаторічних досліджень встановлена тенденція до зростання питомої активності ^{90}Sr у занурених вищих водяних рослинах та до уповільнення швидкості зменшення вмісту ^{137}Cs у занурених рослинах та рибах. З 1989 до 1996 рр. період напівзменшення активності ^{137}Cs у занурених рослинах становив 1,9±0,7 р., з 1989 до 2014 рр. – 5,0±0,8 р., а з урахуванням результатів 2020 р. збільшився до 5,3±0,7 р. У мирних риб величини періоду напівзменшення ^{137}Cs з 1986 до 1991 рр. складали 1,9±0,6 р., з 1991 по 2001 рр. – 4,6±0,7 р., з 2001 по 2020 рр. – 16,1±3,0 р., у хижих – з 1988 до 1993 рр. – 3,7±0,7 р., з 1993 до 2002 рр. –4,4±1,0 р., а з 2002 до 2020 рр. – 8,4 ±0,8 р.

РОЗДІЛ 3
Розрахунки атмосферних випадань на водойми під час лісових пожеж в несприятливих метео- та радіологічних умовах

На попередніх етапах виконання роботи було проведено розрахунки розповсюдження радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr, піднятих в повітря в результаті великих лісових пожеж у зоні відчуження (ЗВ) за період з 2015 по 2020 рр., та оцінку щільності їх випадань на підстильну поверхню, в тому числі на поверхню водойм басейну Дніпра. Моделювання проводилось за допомогою моделі підйому, атмосферного перенесення та осадження радіонуклідів LEDI, розробленої в Інституті проблем безпеки АЕС НАН України [28].

Отримані щільності випадань були використані для моделювання відповідного радіоактивного забруднення водойм. Результати моделювання показали, що розглянуті пожежі можуть призвести до підвищення рівня концентрації нуклідів у воді на 0,25 Бк/м^3 в руслі Прип'яті та 0,1 Бк/м^3 біля м. Вишгорода, що становить всього 0,015% від виміряних значень концентрації біля м. Вишгорода весною 2021 року. Тобто великі лісові пожежі у зоні відчуження (ЗВ) 2015 і 2020 років практично не вплинули на радіологічний стан вод Київського водосховища

Метою роботи на даному етапі було оцінити можливе радіоактивне забруднення атмосфери, земної поверхні та водних об'єктів (внаслідок прямого осадження радіонуклідів на їхню поверхню) у випадку «небезпечного сценарію» наслідків природніх пожеж в зоні відчуження. Під таким «небезпечним сценарієм» в даному випадку розуміється сполучення: а) інтенсивної лісової пожежі на великій площі в найбільш радіоактивно забруднених ділянках ЗВ; та б) «несприятливих» метеорологічних умов, що призводять до атмосферного перенесення радіонуклідів – продуктів такої лісової пожежі в напрямку найближчих водних об'єктів басейну Дніпра, насамперед гирла р. Припять та Київського водосховища, та їх інтенсивного осадження на водну поверхню.

3.1 Формування параметрів «небезпечного сценарію» лісової пожежі в зоні відчуження, який призводить до максимальних випадань радіоактивних матеріалів на водойми

Для формування модельного сценарію великої природньої пожежі в зоні відчуження була вибрана територія загальною площею 249,5 км^2, розташована в центральній частині ЗВ, обмежена на заході берегом ставка-охолоджувача Чорнобильської АЕС, на півночі – відрізком ЧАЕС – с. Речиця, за сході – відрізком с. Речиця – с. Стечанка, на півдні – відрізком с. Стечанка – с. Лелев. На вибраній території було виділено ділянки лісової та лучної (трава) рослинності (рис. 3.1). Для цього було використано уточнену та актуалізовану карту типів підстильної поверхні, що включає трав'янисту і лісову рослинність і розташування населених пунктів для Чорнобильської зони відчуження з використанням даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) [29]. За цими даними, а також значеннями рівнів забруднення ґрунту ^{137}Cs та ^{90}Sr згідно [30] було створено карту регулярної розрахункової сітки з кроком 250 × 250 м, що покриває територію ЗВ (рис. 3.2 – 3.5).

За значеннями типу підстильної поверхні та щільності випадань радіонуклідів під час аварії на ЧАЕС в кожному елементарному квадраті регулярнох сітки було проведено оцінку загального запасу ^{137}Cs та ^{90}Sr і, відповідно, оцінку запасів радіонуклідів на лісових і лучних частинах вибраної території (табл. 3.1 – 3.4), скоригованих з урахуванням радіоактивного розпаду на 2021 р.

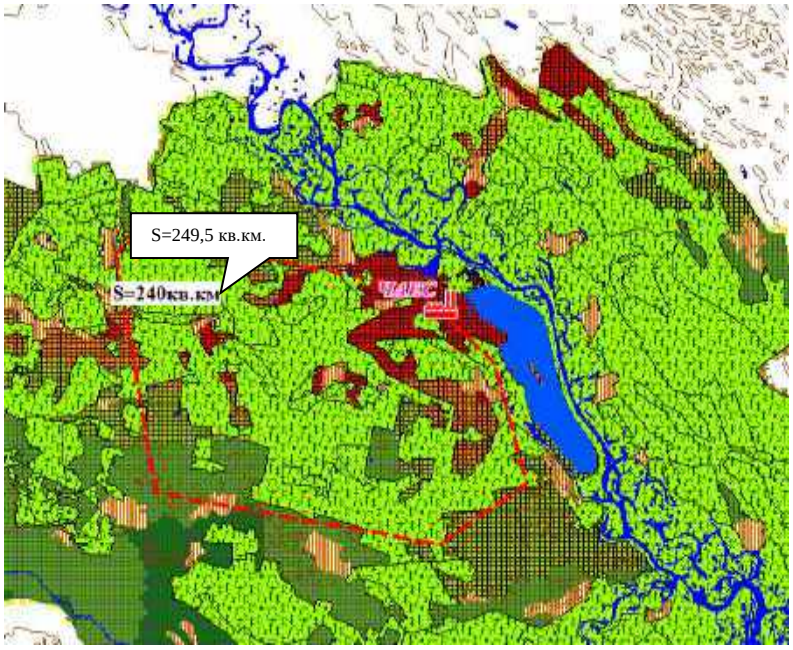


Рисунок 3.1 – Територія гіпотетичної пожежі (границі позначені штрих-пунктиром червоного кольору), яка розглядалася при формуванні «небезпечного» сценарію наслідків природніх пожеж в ЗВ

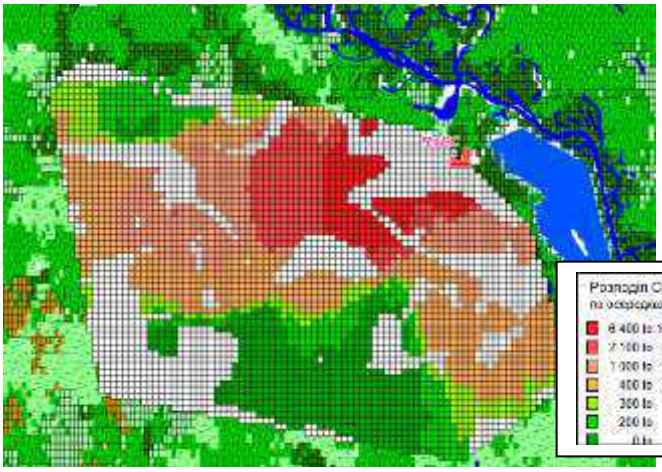


Рисунок 3.2 – Розподіл щільності випадань ^{137}Cs по лісовій території гіпотетичної пожежі

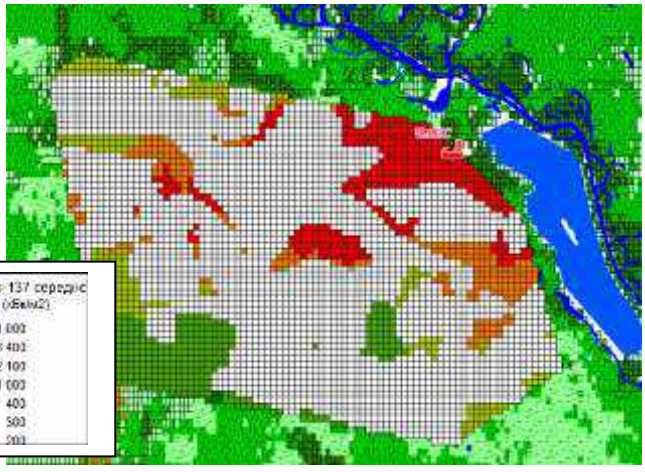


Рисунок 3.3 – Розподіл щільності випадань ^{137}Cs по лучній території гіпотетичної пожежі

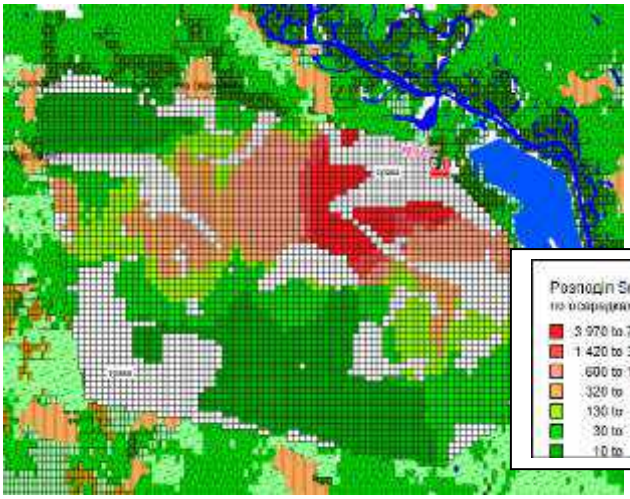


Рисунок 3.4 – Розподіл щільності випадань ^{90}Sr по лісовій території гіпотетичної пожежі

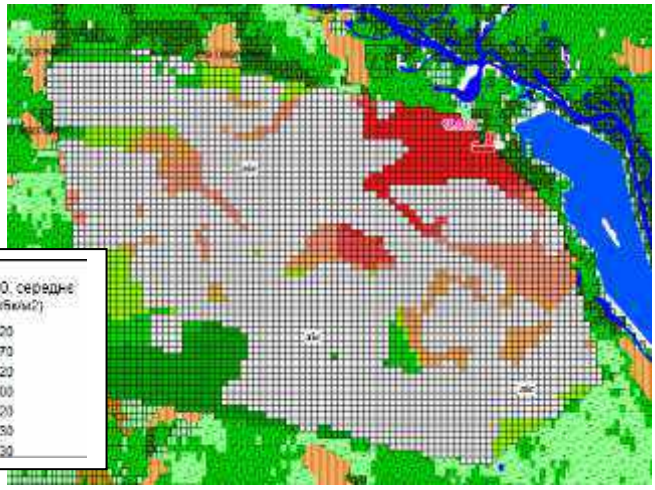


Рисунок 3.5 – Розподіл щільності випадань ^{90}Sr по лучній території гіпотетичної пожежі

Оцінка площі лісових і лучних ділянок території модельного сценарію склала відповідно 172,9 км^2 та 76,6 км^2. Загальний запас ^{137}Cs на ділянках лісу оцінено як 283 269 ГБк, на лучних територіях – 209 969 ГБк. Для стронцію-90 відповідні оцінки склали 125 528 ГБк та 106 244 ГБк.

Аналіз експериментальних даних, опублікованих в [31, 32], показав, що для нинішних умов Чорнобильської зони відчуження під час лісових пожеж в атмосферу надходить до 0,8 % активності ^{137}Cs і ^{90}Sr від їх загального запасу на території горіння, а для лучних пожеж – до 0,005 % активності ^{137}Cs і ^{90}Sr [33]. Тоді оцінка загальної активності радіонуклідів, що надійде в атмосферу в результаті природньої пожежі на вибраній території гіпотетичної пожежі складає 2 277 ГБк для ^{137}Cs та 1 010 ГБк для ^{90}Sr. При цьому основний внесок в емісію радіонуклідів в атмосферу визначається пожежами на ділянках лісу, а доля лучних пожеж складає лише близько 0,5 % від загальної активності. Для порівняння, згідно [33] оцінка емісії радіонуклідів під час природніх пожеж, що тривали в різних частинах Зони відчуження та в радіоактивно забруднених лісах Житомирської області протягом 2-х тижнів в квітні 2020 р., дорівнює 950 ГБк для ^{137}Cs та 480 ГБк для ^{90}Sr.

Таблиця 3.1 – Розподіл запасів ^{137}Cs за градаціями рівнів забруднення лісових ділянок на території гіпотетичної пожежі

Кількість елементарних квадратів 250 м × 250 м, що потрапляють в межі даного інтервалу щільності забруднення	Нижня границя інтервалу щільності забруднення ^{137}Cs згідно карти випадінь (кБк/м^2)	Верхня границя інтервалу щільності забруднення ^{137}Cs згідно карти випадінь (кБк/м^2)	Середнє значення інтервалу щільності забруднення ^{137}Cs (кБк/м^2)	Сумарна площа території в межах даного інтервалу щільності забруднення (км^2)	Загальний запас ^{137}Cs на ділянках, що потрапляють в межі даного інтервалу щільності забруднення (ГБк)
204	6400	11000	8700	12.75	110925
304	2100	6400	4250	19.00	80750
453	1000	2100	1550	28.31	43884
786	400	1000	700	49.13	34388
264	300	400	350	16.50	5775
301	200	300	250	18.81	4703
455	0	200	100	28.44	2844
2767				**172.94**	**283269**

Таблиця 3.2 – Розподіл запасів ^{137}Cs за градаціями рівнів забруднення лучних ділянок на території гіпотетичної пожежі

Кількість елементарних квадратів 250 м × 250 м, що потрапляють в межі даного інтервалу щільності забруднення	Нижня границя інтервалу щільності забруднення ^{90}Sr згідно карти випадінь (кБк/м^2)	Верхня границя інтервалу щільності забруднення ^{90}Sr згідно карти випадінь (кБк/м^2)	Середнє значення інтервалу щільності забруднення ^{90}Sr (кБк/м^2)	Сумарна площа території в межах даного інтервалу щільності забруднення (км^2)	Загальний запас ^{90}Sr на ділянках, що потрапляють в межі даного інтервалу щільності забруднення (ГБк)
210	8300	15100	11700	13.13	153563
39	4200	8300	6250	2.44	15234
42	2100	4200	3150	2.63	8269
163	1100	2100	1600	10.19	16300
179	500	1100	800	11.19	8950
253	200	500	350	15.81	5534
339	0	200	100	21.19	2119
1225				**76.56**	**209969**

Таблиця 3.3 – Розподіл запасів ^{90}Sr за градаціями рівнів забруднення лісових ділянок на території гіпотетичної пожежі

Кількість елементарних квадратів 250 м × 250 м, що потрапляють в межі даного інтервалу щільності забруднення	Нижня границя інтервалу щільності забруднення ^{90}Sr згідно карти випадінь (кБк/м^2)	Верхня границя інтервалу щільності забруднення ^{90}Sr згідно карти випадінь (кБк/м^2)	Середнє значення інтервалу щільності забруднення ^{90}Sr (кБк/м^2)	Сумарна площа території в межах даного інтервалу щільності забруднення (км^2)	Загальний запас ^{90}Sr на ділянках, що потрапляють в межі даного інтервалу щільності забруднення (ГБк)
190	3830	5620	4725	11.88	56109
71	1430	3830	2630	4.44	11671
411	710	1430	1070	25.69	27486
272	480	710	595	17.00	10115
396	290	480	385	24.75	9529
602	110	290	200	37.63	7525
825	10	110	60	51.56	3094
2767				**172.94**	**125528**

Таблиця 3.4 – Розподіл запасів ^{90}Sr за градаціями рівнів забруднення лучних ділянок на території гіпотетичної пожежі

Кількість елементарних квадратів 250 м × 250 м, що потрапляють в межі даного інтервалу щільності забруднення	Нижня границя інтервалу щільності забруднення ^{90}Sr згідно карти випадінь (кБк/м^2)	Верхня границя інтервалу щільності забруднення ^{90}Sr згідно карти випадінь (кБк/м^2)	Середнє значення інтервалу щільності забруднення ^{90}Sr (кБк/м^2)	Сумарна площа території в межах даного інтервалу щільності забруднення (км^2)	Загальний запас ^{90}Sr на ділянках, що потрапляють в межі даного інтервалу щільності забруднення (ГБк)
209	4190	7620	5905	13.06	77134
56	1420	4190	2805	3.50	9818
215	480	1420	950	13.44	12766
179	220	480	350	11.19	3916
185	90	220	155	11.56	1792
137	30	90	60	8.56	514
244	10	30	20	15.25	305
1225				**76.56**	**106244**

Таким чином, на основі проведених оцінок було сформовано сценарій емісії радіонуклідів в атмосферу в результаті гіпотетичної природньої пожежі в зоні відчуження, який складається з наступних положень:

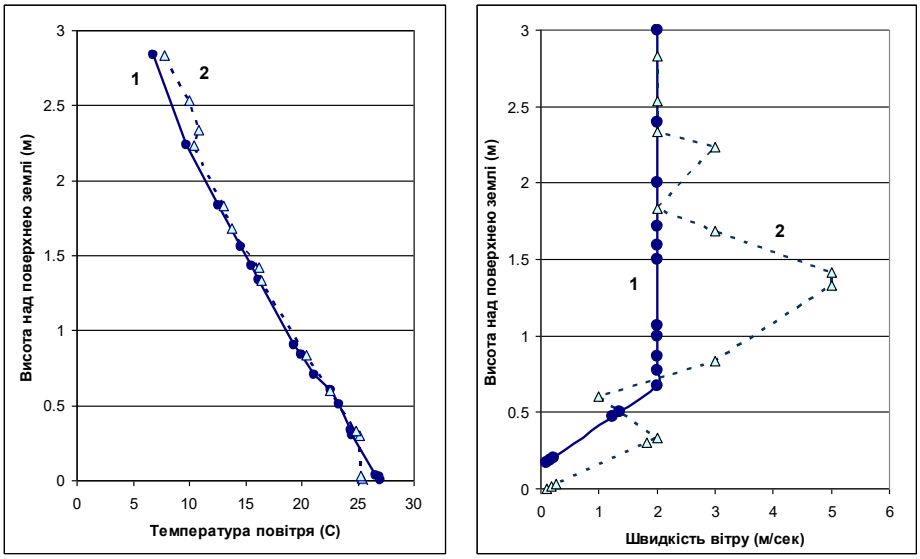
1. Територія пожежі займає центральну частину Зони відчуженння площею 249,5 км^2, включаючи 172,9 км^2 лісу та 76,6 км^2 лучних ділянок (рис. 3.1).
2. Сумарна активність емісії продуктів горіння складає 2 277 ГБк для ^{137}Cs та 1 010 ГБк для ^{90}Sr.
3. Консервативно (для оцінок розповсюдження радіоактивності на відстані порядку кілометрів і більше) приймалося, що активність переноситься на аерозольних частках діаметром 1 мкм.
4. Швидкість сухого осадження аерозольних часток на підстильну поверхню (в тому числі на поверхню водойм) задавалась рівною 5 мм/с.
5. Тривалість пожежі, і, відповідно, дії джерела емісії задавалась рівною 1 добі. Інтенсивність емісії протягом цього часу вважалась постійною.
6. Модельне джерело емісії розглядалось як об’ємне (сформоване конвективною колонкою нагрітого повітря над територією пожежі визначеної площі). Початкові горизонтальні розміри джерела викиду задавалися згідно з даними про площу території горіння, а саме дисперсія горизонтальних координат домішки в факелі в момент викиду задавалася рівною $\sigma_y(t = 0) = R_{еф}$ /2,15 [34]. Значення $R_{еф}$ для заданого джерела площею 249,5 км^2 оцінено рівним 8,9 км.
7. Для врахування вертикального (конвективного) підйому продуктів горіння безпосередньо над територією пожежі, при моделюванні в початковий момент часу активність радіонуклідів задавалася рівномірно розподіленою в нижньому шарі атмосфери (від поверхні землі до висоти 200 м) [33].

3.2 Формування набору метеорологічних умов «небезпечного сценарію», які сприятимуть максимальним випаданням радіоактивних матеріалів на водойми під час лісових пожеж в ЗВ

Для подальших модельних розрахунків було сформовано 2 «несприятливі» сценарії можливих метеорологічних умов, які забезпечують максимальні випадання радіоактивних аерозолів – продуктів горіння під час лісових пожеж в ЗВ на водойми Дніпровського басейну.

Метеорологічний сценарій 1.

Було вибрано погодні умови, при яких перенесення продуктів горіння з заданої території лісової пожежі в ЗВ відбувалось в напрямку гирла р. Прип'ять. Далі напрямок атмосферного перенесення змінюється на південний – південно-західний, в результаті чого факел радіоактивних продуктів пожежі проходить над територією Київського водосховища. Вертикальні профілі швидкості вітру та температури повітря в нижньому шарі атмосфери наведено на рис. 3.6. На ньому показано значення метеопараметрів в районі пожежі (початок траєкторії атмосферного перенесення радіоактивних аерозолів) та в районі Києва (кінець траєкторії руху в межах заданої розрахункової області). Швидкість вітру на висотах до 1000 м (шар, в якому відбувається розповсюдження основної частини викиду) знаходиться в межах 0 – 3 м/с. Таким чином, при вибраних метеорологічних умовах радіоактивні аерозолі – продукти пожежі переносяться в південному напрямку над Київським водосховищем з відносно невеликою швидкістю, що сприяє його забрудненню внаслідок сухого осадження радіонуклідів на водну поверхню.



а *б*

Рисунок 3.6 – Метеорологічні параметри нижнього шару атмосфери в період лісової пожежі, що розглядалася: а) вертикальні профілі температури повітря; б) вертикальні профілі швидкості вітру. На рисунках 1 – значення температури та швидкості вітру в районі пожежі; 2 – значення температури та швидкості вітру в Києві.

Метеорологічний сценарій 2.

Аналіз наслідків радіоактивних аварій на об’єктах атомної енергетики з викидами радіонуклідів в атмосферу показує, що найбільші значення щільності випадінь на віддаленні від аварійного об’єкта («радіоактивні плями») формуються в результаті вологих випадінь, тобто внаслідок вимивання радіоактивних аерозолів з атмосфери дощовими опадами. Для оцінки можливого впливу цього механізму було сформовано другий метеорологічний сценарій, який включає наступні положення:

1. Поля вітру та температури повітря задаються аналогічними метеосценарію 1.
2. Додатково в сценарій вводиться область дощових опадів, яка заходиться на шляху розповсюдження радіоактивності від території пожежі в районі гирла р. Прип’ять. Горизонтальний розмір зони дощових опадів задано рівним 10 км, а координати її центру – 51.20º пн. ш., 30.45º сх. д.

Інтенсивність опадів задана 4 мм/годину протягом 3-х годин з 24 годин періоду емісії радіонуклідів з території пожежі. Таким чином, додаткове (в рамках заданого сценарію в порівняннні зі метеосценарієм 1) осадження радіонуклідів на підстильну поверхню відбувається внаслідок їх вологого вимивання з атмосфери дощовими опадами загальною кількістю 12 мм.

Відзначимо, що використання припущення про стаціонарність полів метеоелементів протягом періоду існування лісової пожежі в рамках запропонованих метеорологічних сценаріїв забезпечує додаткову консервативність оцінок значень середньодобової об'ємної концентрації активності і щільності випадань радіонуклідів.

3.3 Розрахунки випадань радіоактивних матеріалів на водойми під час лісових пожеж в ЗВ в умовах «небезпечного сценарію»

За допомогою моделі атмосферного перенесення LEDI було проведено моделювання атмосферного розповсюдження радіоактивного аерозолю, обумовленого емісією продуктів горіння внаслідок гіпотетичної природної пожежі в ЗВ з використанням сформованого «небезпечного сценарію» пожежі для 2-х метеорологічних сценаріїв умов атмосферного перенесення продуктів горіння та їх осадження на підстильну поверхню.

Для кожного з двох метеорологічних сценаріїв було проведено розрахунки об'ємної концентрації активності в приземному шарі атмосфери, інтегральної (у часі) об'ємної концентрації активності та щільності випадань ^{137}Cs та ^{90}Sr у вузлах розрахункової сітки розмірами 50,5 – 51,5º пн. ш., 29,2 – 30,8º сх. д. (кількість вузлів 101 × 161). Крок сітки представлення результатів розрахунків – 0,01º.

На рис. 3.7 наведено результати моделювання поля щільності випадань ^{137}Cs для метеорологічного сценарію 1 (тільки сухе осадження радіоактивних аерозолів

на підстильну поверхню). Максимальні значення досягаються безпосередньо поблизу території пожежі – близько 2000 Бк/м^2, в районі гирла р. Прип'ять вони зменшуються до 200 – 500 Бк/м^2, а в південній частині Київського водосховища – не перевищують 70 Бк/м^2. Відзначимо, що відповідні середньодобові значення об'ємної концентрації активності ^{137}Cs в приземному шарі атмосфери складають 4,6, 0,46 – 1,16 та 0,16 Бк/м^3 (згідно [35], значення гранично допустимої концентрації ^{137}Cs в повітрі для категорії В дорівнює 0,8 Бк/м^3).

Аналогічні розрахунки для ^{90}Sr у випадку метеорологічного сценарію 1 (рис. 3.8) дають оцінки щільності випадань близько 1200 Бк/м^2 безпосередньо поблизу території пожежі, в інтервалі 100 – 200 Бк/м^2 в районі гирла р. Прип'ять, і близько 30 Бк/м^2 – в південній частині Київського водосховища. Відповідні середньодобові значення об'ємної концентрації активності ^{90}Sr в приземному шарі атмосфери складають 2,7, 0,23 – 0,46 та 0,069 Бк/м^3 (згідно [35], значення гранично допустимої концентрації ^{90}Sr в повітрі для категорії В дорівнює 0,2 Бк/м^3).

Для метеорологічного сценарію 2 поле щільності випадань ^{137}Cs містить пляму випадінь в північній частині Київського водосховища (рис. 3.9) за рахунок вологого вимивання радіоактивних аерозолів з атмосфери дощовими опадами в цьому районі. Максимальне значення щільності випадань ^{137}Cs в цій плямі на відстані близько 30 км від території пожежі перевищує 2000 Бк/м^2, тобто близьке до максимальних модельних значень, отриманих для області безпосередньо поблизу пожежі. Внаслідок часткового вимивання аерозолів в зоні дощових опадів, значення випадань в південній частині Київського водосховища зменшується в порівнянні з результатами для метеосценарію 1 до 64 Бк/м^2.

Поле щільності випадань ^{90}Sr для метеорологічного сценарію 2 містить пляму випадінь в північній частині Київського водосховища (рис. 3.10) з максимальним значенням більше 900 Бк/м^2. Значення випадань в південній частині Дніпровського водосховища зменшується в порівнянні з результатами для метеосценарію 1 до 28 Бк/м^2.

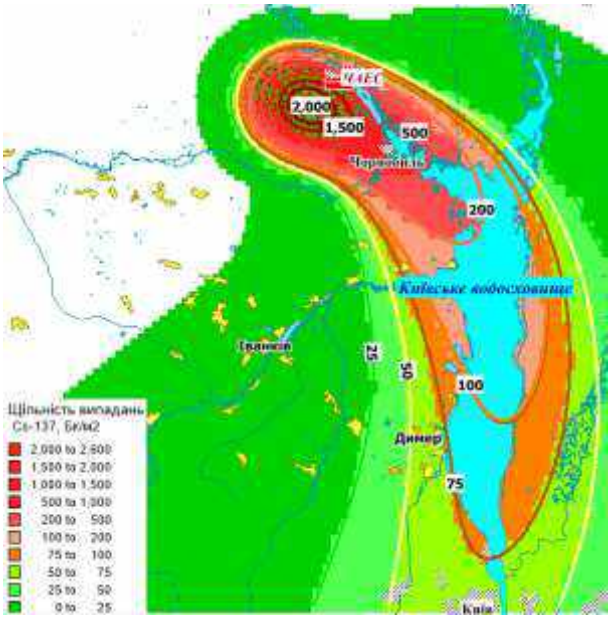


Рисунок 3.7 – Розрахункове поле щільності випадань ^{137}Cs (Бк/м^2) для метеорологічного сценарію 1.

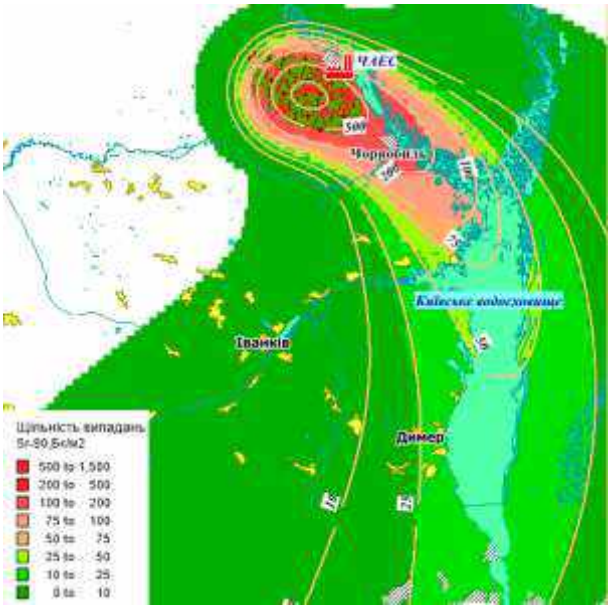


Рисунок 3.8 – Розрахункове поле щільності випадань ^{90}Sr (Бк/м^2) для метеорологічного сценарію 1.

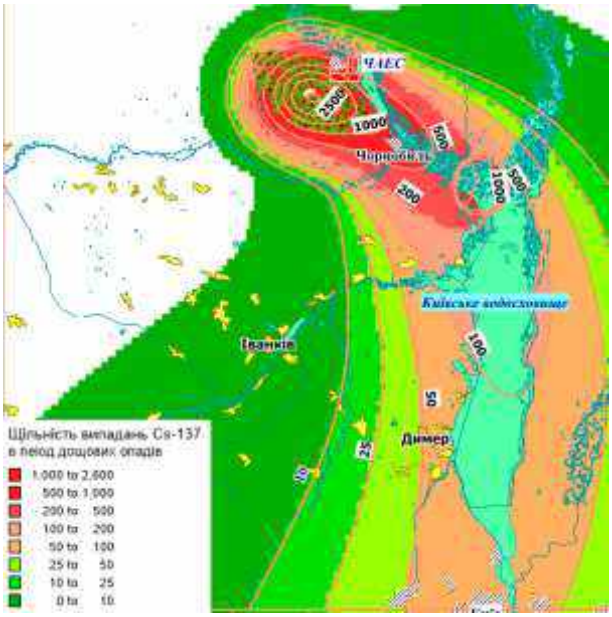


Рисунок 3.9 – Розрахункове поле щільності випадань ^{137}Cs (Бк/м^2) для метеорологічного сценарію 2.

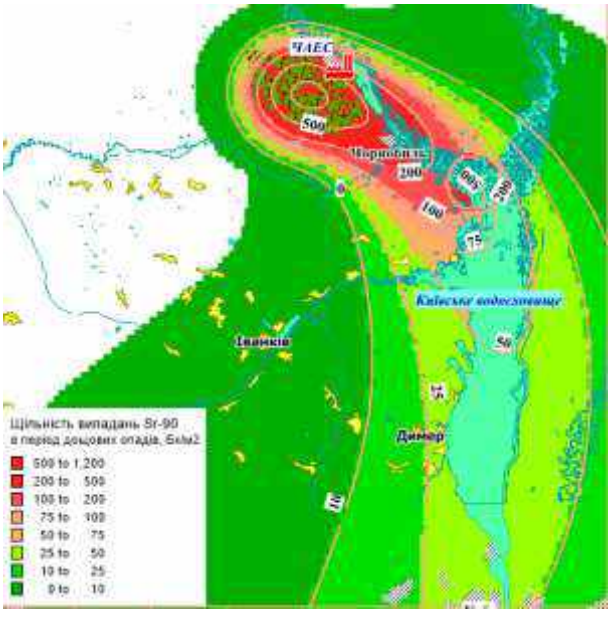


Рисунок 3.10 – Розрахункове поле щільності випадань ^{90}Sr (Бк/м^2) для метеорологічного сценарію 2.

За результатами модельних розрахунків для гіпотетичної природної пожежі в зоні відчуження було сформовано 4 систематизовані набори розрахункових

значень радіоактивних випадань на підстильну поверхню. Результати модельних розрахунків включають значення щільності випадань ^{137}Cs та ^{90}Sr (Бк/м^2) для двох заданих метеорологічних сценаріїв у вузлах розрахункової сітки розмірами 50,5 – 51,5º пн. ш., 29,2 – 30,8º сх. д. (кількість вузлів 101 × 161) з кроком 0,01º.

3.4 Моделювання впливу атмосферних випадань на радіоактивне забруднення водойм внаслідок гіпотетичної природної пожежі в зоні відчуження за «несприятливих» метеорологічних умов

У звіті за перший етап Проєкту у 2021 році було розглянуто перенос радіонуклідів в системі Прип'ять – Київське водосховище для реальних сценаріїв атмосферного переносу під час пожеж 2015 та 2020 року. Отримані дані свідчили про незначне, порівняно з фоновими значеннями, підвищення концентрацій нуклідів у воді Київського водосховища. Важливим питанням з точки зору радіологічної безпеки населення є питання про максимальне можливе підвищення концентрації у воді під час лісових пожеж за найбільш несприятливих умов.

Для оцінки максимальних можливих концентрацій за допомогою моделей RETRACE та RIVTOX, розвиток та вдосконалення яких здійснювалися на попередніх етапах Проєкту, було проведено розрахунки переносу нуклідів в річковій системі Прип'яті та Київського водосховища з використанням припущень, що забезпечують найвищі значення концентрацій:

1) Розглянуто обидва сценарії атмосферних випадань радіонуклідів в "несприятливих" метеорологічних умовах ("перший" – без атмосферних опадів, "другий" – з опадами), які описані в розділах 3.2-3.3.
2) Взято найбільш маловодний сценарій витрат в річковій системі – часовий ряд річних витрат за рік із 50% забезпеченістю весняного паводку.
3) Як старт сценарію обрано найбільш маловодний період року – січень (для простоти початок пожежі зіставлений з першим січня).

4) Вважається, що увесь об’єм нуклідів, перенесений під час пожежі, миттєво випадає на територію водозбору.
5) Обмінні процеси з дном не відбуваються.

В розглянутих сценаріях атмосферного переносу більша частина нуклідів переноситься в сторону Київського водосховища і випадає на його поверхню. В такому випадку важливим є правильне врахування прямого потрапляння нуклідів у воду річкової системи. Це дозволяє зробити модель RETRACE. Модифікація цієї моделі на випадок прямого випадіння та інші налаштування моделей (конфігурація руслових комірок, параметри моделювання тощо), які вже були протестовані на реальних сценаріях, також використані для розгляду даного випадку.

На рис. 3.11 зображений приклад візуалізації отриманих результатів розрахунку в середовищі СППР RODOS [36] на початку розрахункового періоду. Як можна бачити, спочатку найвищі концентрації формуються на півночі водосховища, що цілком узгоджується з розподілом щільності атмосферних випадінь на рис. 3.7 – 3.10. Максимальні початкові концентрації у воді в цей момент складають 11 Бк/м^3 для ^{90}Sr та 26 Бк/м^3 для ^{137}Cs у першому сценарії і 27 Бк/м^3 для ^{90}Sr та 61 Бк/м^3 для ^{137}Cs у другому сценарії.

З часом забруднення переноситься на південь водосховища. Швидкість переносу є досить низькою через невисокі значення течії в Київському водосховищі. При цьому початковий пік концентрації перерозподіляється в просторі через дифузію. Цей ефект добре видно на рис. 3.12, де зображено розподіл концентрації ^{90}Sr через два місяця після початку моделювання.

Часовий ряд концентрації нуклідів у воді біля м. Вишгород (біля витоку з Київського водосховища) для обох сценаріїв показано на рис. 3.13 – 3.14. Видно, що в цій точці концентрації нуклідів досягають пікових значень після трьох місяців моделювання. Внаслідок дифузії початкові максимуми зменшуються в 2-3 рази.

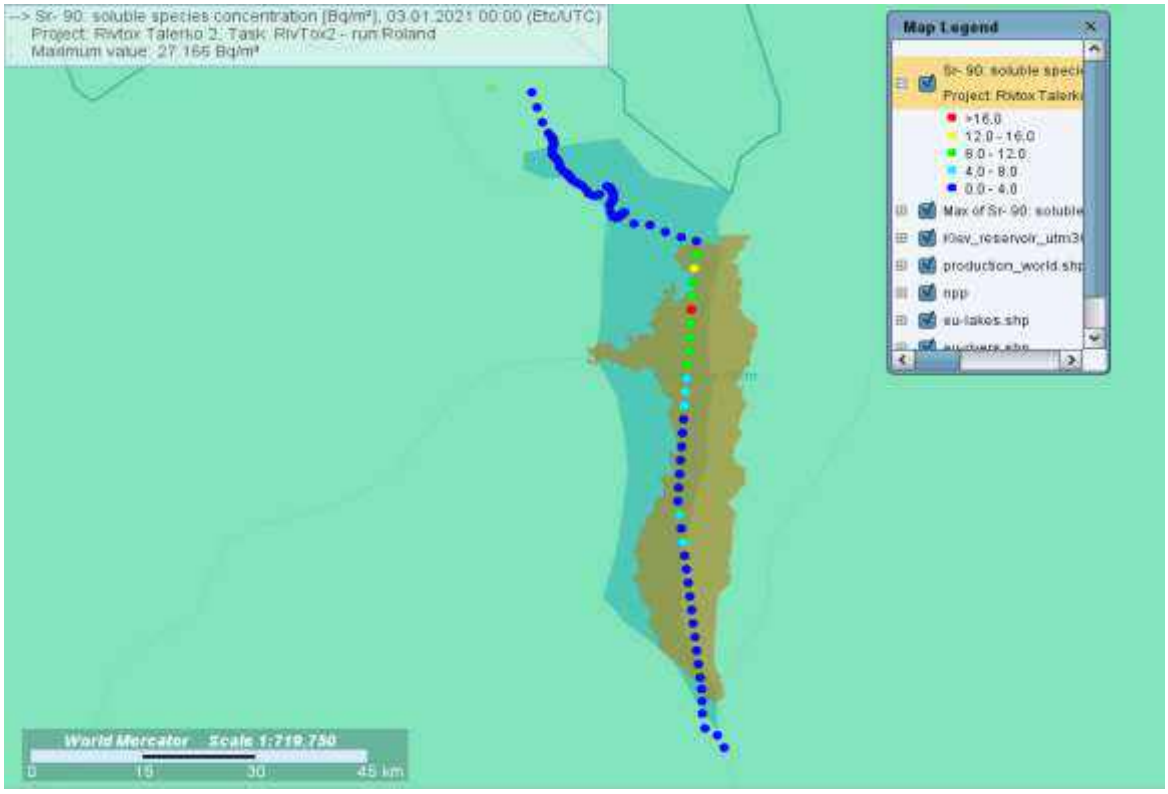


Рисунок 3.11 – Концентрація ^{90}Sr у воді (Бк/м^3) в початковий період моделювання. Другий сценарій.

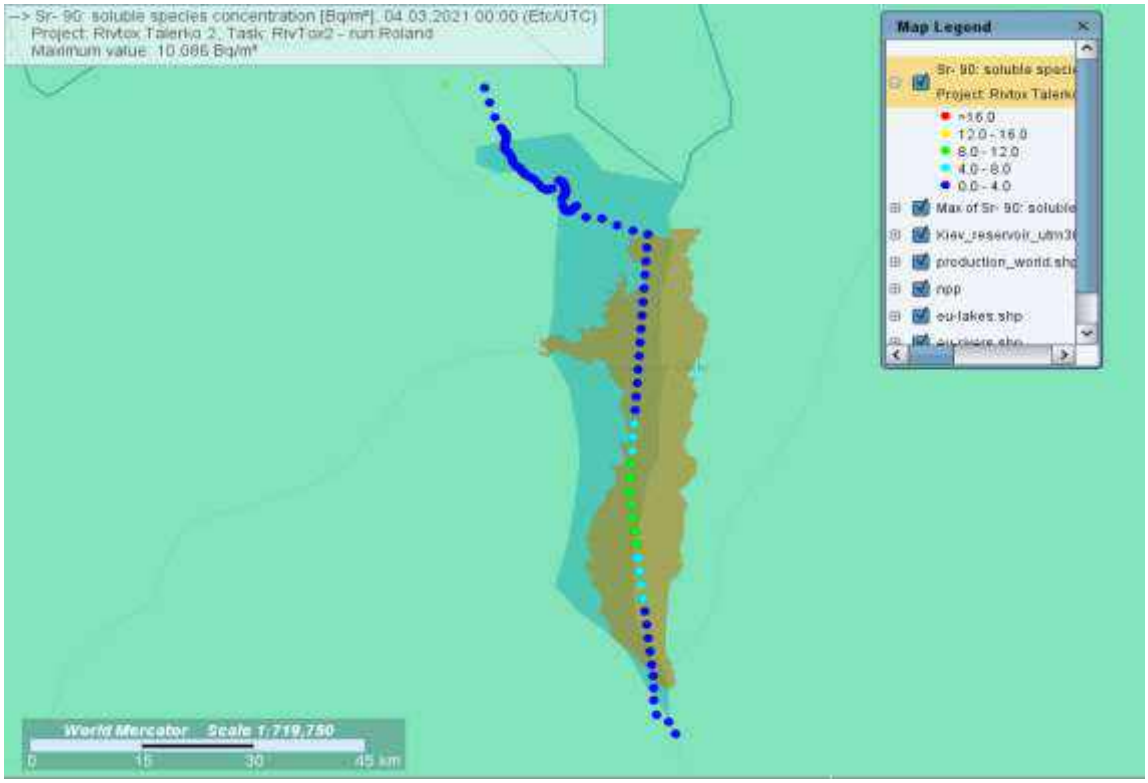


Рисунок 3.12 – Концентрація ^{90}Sr у воді (Бк/м^3) через два місяці після початку моделювання. Другий сценарій.

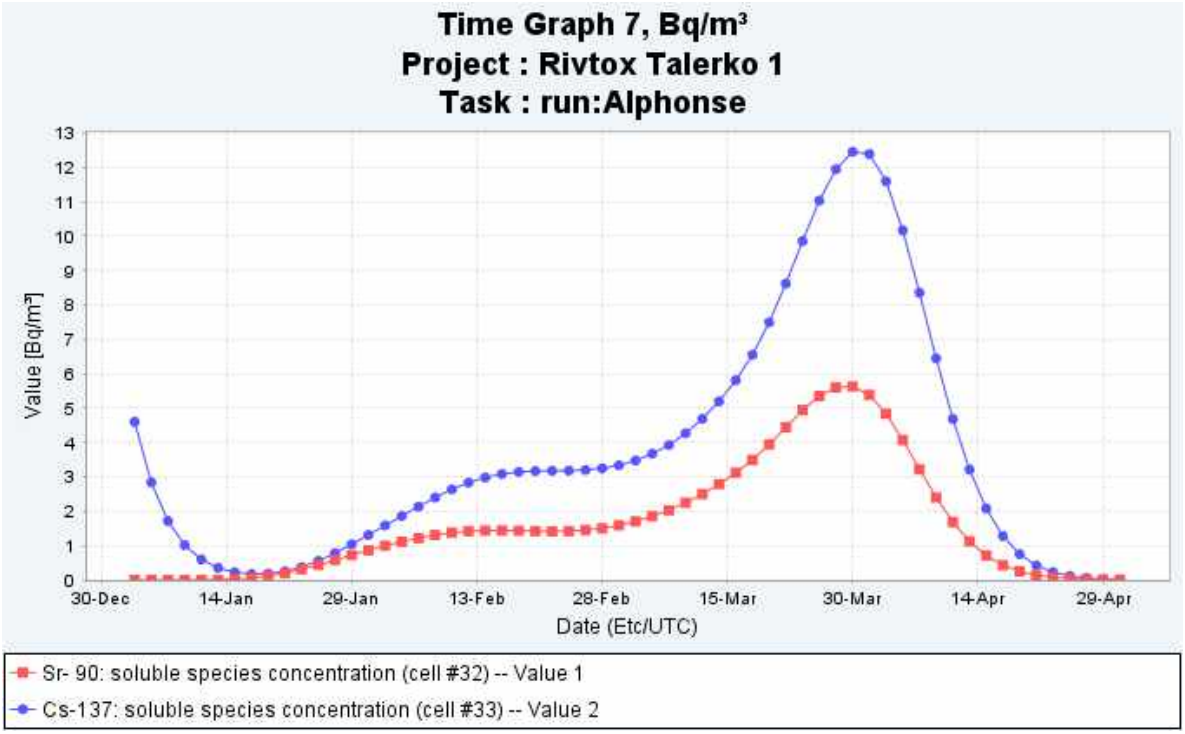


Рисунок 3.13 – Концентрація ^{90}Sr (червона крива) та ^{137}Cs (синя крива) у воді біля м. Вишгород (Бк/м^3). Перший сценарій.

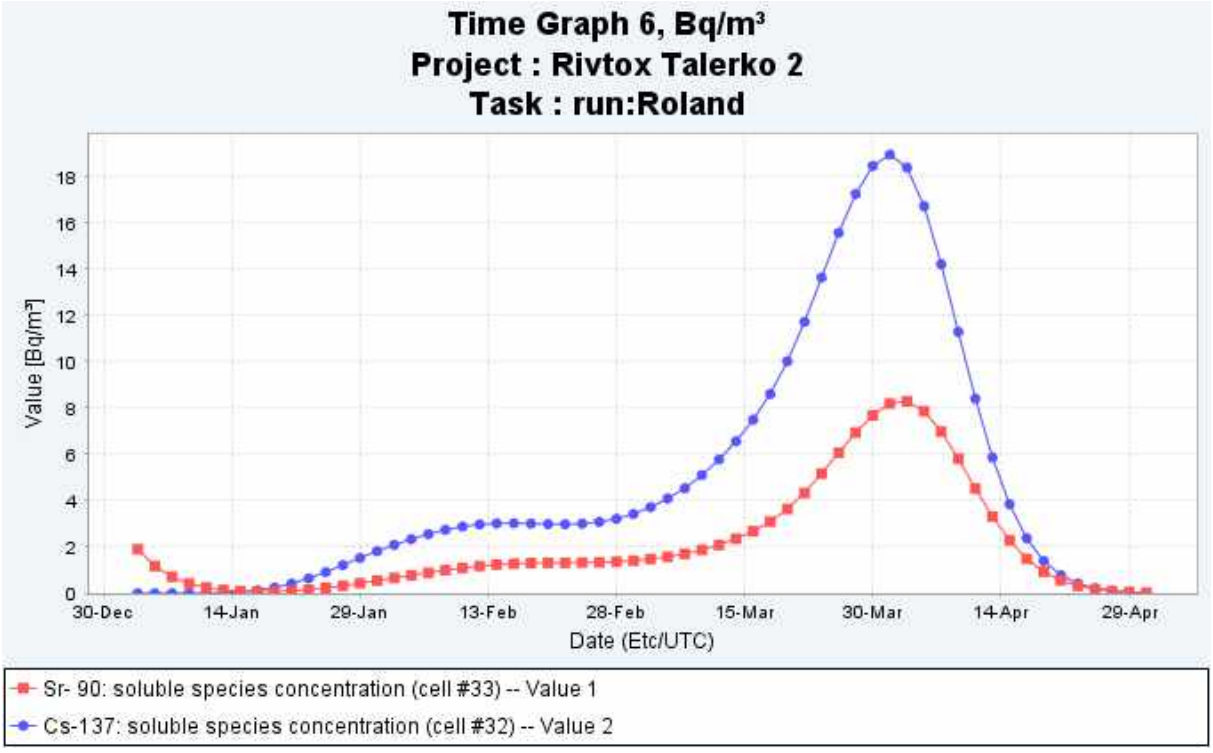


Рисунок 3.14 – Концентрація ^{90}Sr (червона крива) та ^{137}Cs (синя крива) у воді біля м. Вишгород (Бк/м^3). Другий сценарій.

Порівнюючи розраховані концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді з відповідними фоновими значеннями, виміряними під час експедиційних досліджень у 2020 – 2021 рр. (див. заключний звіт Субвиконавця), можна сказати, що пожежі такого масштабу в зоні відчуження при спрямуванні вітру в сторону гирла р. Прип'ять можуть призвести по перевищення фонових значень у 2-3 рази для ^{137}Cs, тоді як для ^{90}Sr концентрації будуть значно нижчими фонових. Проте, варто відмітити, що при моделюванні розглядався гіпотетичний сценарій, метою якого було отримати максимально можливі концентрації радіонуклідів у водному середовищі. Підвищення концентрацій радіонуклідів внаслідок реальних великих лісових пожеж у зоні відчуження 2015 і 2020 років, представлене у звіті за перший етап Проєкту у 2021 році, було в десятки разів нижчим. З іншого боку, отримані в даних розрахунках концентрації є набагато нижчими від допустимого значення для питної води, яке згідно "Допустимих рівнів вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді" (ДР-97) становить 2000 Бк/м^3.

3.5 Висновки до розділу 3

Для оцінки максимально можливого підвищення концентрації радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді під час лісових пожеж у зоні відчуження було сформовано сценарій гіпотетичної пожежі при метеорологічних умовах, які забезпечують максимальні випадання радіоактивних горіння на водойми Дніпровського басейну. Для формування модельного сценарію була вибрана територія загальною площею 249,5 км^2, розташована в центральній частині ЗВ, для якої оцінка загальної активності радіонуклідів, що надійде в атмосферу в результаті великої природньої пожежі складає 2 277 ГБк для ^{137}Cs та 1 010 ГБк для ^{90}Sr. Метеорологічні умови відповідають ситуації, при якій перенесення продуктів горіння відбувається в напрямку гирла р. Прип'ять, після чого напрямок змінюється на південний, що призводить до проходження радіоактивної хмари над територією Київського

водосховища. При цьому розглядаються два випадки: з дощовими опадами над водосховищем і без них.

Налаштовані раніше модель змиву з водозбору RETRACE та модель руслового переносу RIVTOX використано для розгляду консервативного сценарію переносу нуклідів у воді під час максимальних атмосферних випадань спричинених лісовими пожежами. Отримані концентрації знаходяться в узгодженні з полями щільності атмосферних випадань. Початкові концентрації нуклідів досягають значень 20-60 Бк/м^3 для найбільш несприятливого сценарію. Максимальні концентрації на витоці з Київського водосховища досягаються після трьох місяців моделювання, і знаходяться в межах 5-18 Бк/м^3. Ці значення є набагато вищими, ніж відповідні концентрації, отримані при моделюванні наслідків реальних великих лісових пожеж у зоні відчуження 2015 і 2020 років. З іншого боку, вони є набагато меншими за допустимі норми для питної води.

РОЗДІЛ 4
Розвиток моделей змиву радіонуклідів з водозборів у масштабах від стокових майданчиків до басейнів малих та великих річок

Аварія на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у 1986 році призвела до радіоактивного забруднення значних областей в Україні і в Європі. Області з максимальними концентраціями забрудненням знаходяться навколо ЧАЕС і відносяться до зони відчуження. При цьому кожного разу після дощу чи танення снігу певна частина радіонуклідів змивається з поверхні землі і потрапляє в річкову систему. Витік радіонуклідів з території Чорнобильської зони відчуження і подальше поширення їх в басейні Дніпра є потенційною небезпекою для населення. Це джерело радіоактивного забруднення існуватиме ще протягом тривалого часу.

Для прогнозування стоку радіонуклідів з водозборів річок, які протікають через зону відчуження використовуються математичні моделі. Розвиток методів моделювання гідрологічних процесів в останні десятиріччя призвів до використання в практиці оперативного прогнозування розподілених моделей стоку з водозборів, що базуються на деталізованій ГІС інформації про топографію, параметри землекористування, типи ґрунтів та рослинність водозборів. Для моделювання змиву радіонуклідів з водозборів в рамках такого підходу разом з розподіленою моделлю гідрологічних процесів необхідно використовувати розподілену модель транспорту наносів з водозборів. Колективом виконавців даного Проєкту була розроблена розподілена модель змиву радіонуклідів з водозборів DHSVM-R, гідрологічний модуль якої та модуль транспорту наносів базуються на модифікованих відповідних модулях розподіленої моделі відкритого доступу DHSVM, розробленої в Pacific Northwest National Laboratory, США https://www.pnnl.gov/projects/distributed-hydrology-soil-vegetation-model/.

В цьому розділі звіту представлена модель DHSVM-R, результати її тестування за даними, що отримані на експериментальних стокових майданчиках в зоні радіоактивних атмосферних випадань після аварії на АЕС Фукусіма-1, та

розроблена методика моделювання змиву радіонуклідів з водозборів зони відчуження ЧАЕС та переносу радіоактивного забруднення в р. Прип’ять та Київському водосховищі.

4.1 Розвиток розподіленої моделі змиву радіонуклідів з водозборів DHSVM-R

Структура моделі розроблена так, щоб забезпечити інтегроване представлення динаміки гідрологічних процесів і рослинності в топографічному масштабі, описаному цифровими даними рельєфу. Вона включає двошарову модель рослинності для евапотранспірації, модель енергетичного балансу для нагромадження снігу і його танень, двошарову модель кореневої зони рослин, і модель руху ґрунтових вод. Цифрові дані рельєфу використовуються для моделювання топографії земної поверхні, короткохвильової радіації, що надходить, опадів, повітряної температури, і руху води вниз по схилу. Для кожного часового кроку модель находить спільне рішення рівнянь енергетичного й водного балансу для кожної розрахункової комірки водозбору. Окремі комірки сітки гідрологічним чином пов'язані у квазі-тривимірну підземну насичену транспортну схему (рис. 4.1). Особливістю моделі є те, що перерозподіл вологості ґрунту вглиб відбувається через підземну насичену транспортну схему явно; тобто, розрахунок робиться при переході від одного пікселя до іншого, на відміну від статистичного підходу, що використовується, наприклад, в TOPMODEL [37]. Обчислювальна ефективність підземної моделі обумовлюється числовою схемою, описаною в [38, 39].

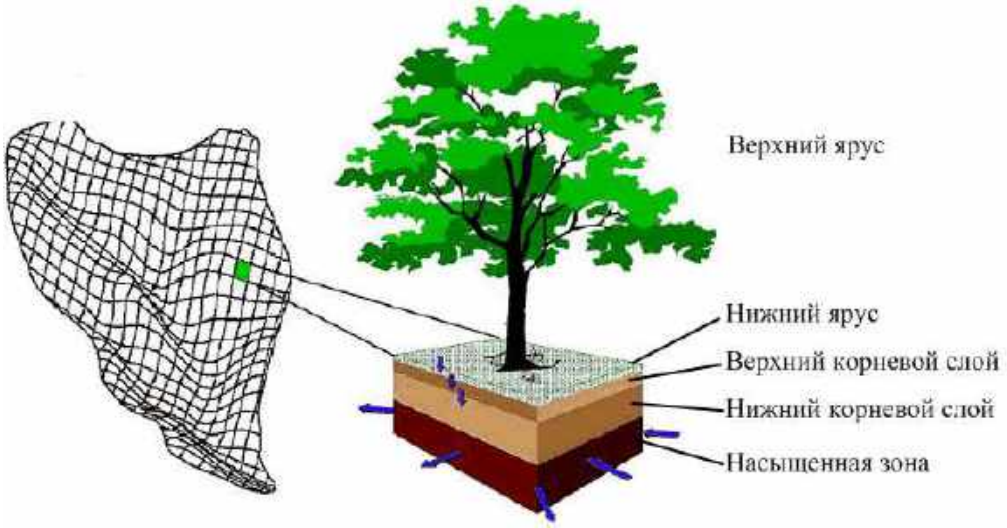


Рисунок 4.1 – Модельне представлення водозбору. Рівняння енергетичного балансу й вологи вирішуються незалежно для кожної комірки сітки, що можуть обмінюватися насиченим підземним потоком із їх вісьмома суміжними сусідами.

Рослинний покрив і властивості ґрунту задаються для кожної комірки сітки цифрової моделі рельєфу (DEM). Ці властивості можуть просторово змінюватися усередині водозбору. У кожної комірки сітки змодельована поверхня землі може складатися з верхнього й нижнього ярусу рослинності й ґрунту. Верхній ярус може покрити всю або задану частину поверхні землі. Нижній ярус, якщо він є, покриває всю поверхню землі. Модель дозволяє представляти поверхню землі у вигляді покритої від двох-ярусного лісу до рідкою низинною природною рослинністю або зерновими культурами, або голого ґрунту.

Модельований водний баланс ґрунту/рослинності для окремої комірки сітки (рис. 4.2) записується як

$$\Delta S_{s1} + \Delta S_{s2} + \Delta S_{i0} + \Delta S_{iu} + \Delta W = P - E_{i0} - E_{iu} - E_s - E_{t0} - E_{tu} - P_2 \qquad (4.1)$$

де ΔS_{s1} й ΔS_{s2} – зміни вологовмісту ґрунту у верхньому й нижньому кореневому шарах, відповідно; ΔS_{i0} і ΔS_{iu} – зміни в об'ємі перехопленої вологи верхнім і нижнім ярусами рослинності, відповідно; ΔW – зміна вологовмісту сніжного покриву, P – об'єм опадів (дощ і/або сніг); P_2 – об'єм вологи, що випливає з

нижнього кореневого шару; E_s – об'єм випару з поверхні ґрунту; E_{io}, E_{iu}, E_{to}, і E_{tu} є об'ємами випару (від перехопленої вологи) і транспірації вологи верхнім і нижнім ярусами рослинності, відповідно.

Локальні метеорологічні умови (опади, температура повітря, сонячна радіація, швидкість вітру, і тиск пару повітря) задаються для кожної комірки сітки на визначеній висоті вище верхнього ярусу. Евапотранспірація рослинністю моделюється, використовуючи Penman-Monteith підхід. Верхній ярус рослинності може поглинати вологу з верхнього і нижнього кореневих шарів, тоді як нижній ярус може поглинати вологу тільки верхнього кореневого шару. Сонячна радіація й швидкість вітру послабляються цими двома ярусами рослинності, залежно від загущеності й індексу листової поверхні (LAI), і обчислюються для верхнього й нижнього ярусів і ґрунту. Стічний опір обчислюється для кожного ярусу по локальній температурі повітря, дефіциті тиску пару, вологості ґрунту, і фотосинтетичному активному потоку випромінювання. Випар ґрунтової вологи залежить від кліматичних умов.

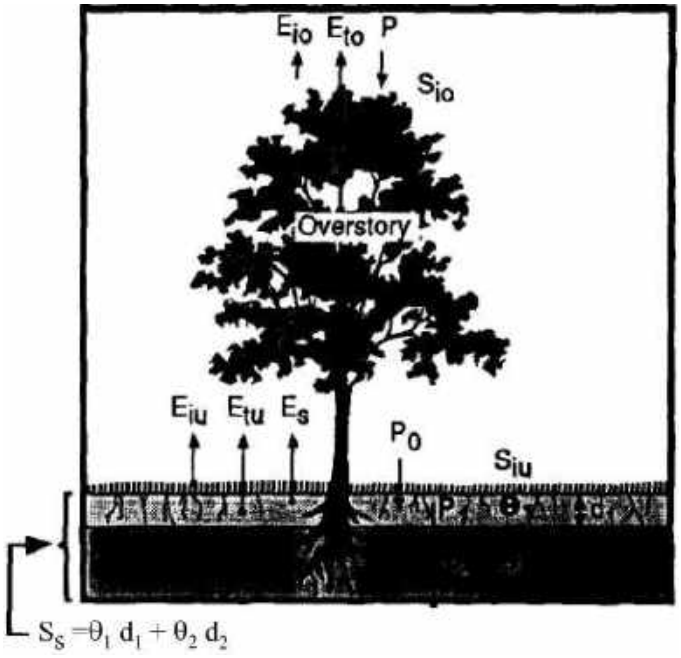


Рисунок 4.2 – Модельований баланс вологи для рослинності кореневого шару в комірці сітки. Розвантаження нижнього кореневого шару (P_2) відбувається на дзеркало ґрунтових вод.

Снігонакопичення й танення снігу моделюється за допомогою одношарової моделі енергетичного балансу, що явно враховує вплив топографії й рослинного покриву на енергетичний обмін на поверхні снігу. Ненасичений рух вологості через обидва кореневих шари ґрунту підкоряється закону Дарсі. Розвантаження вологи з нижнього кореневого шару відбувається на дзеркало ґрунтових вод для даної комірки сітки. Кожна комірка сітки обмінюється насиченою ґрунтовою вологою зі своїми вісьмома суміжними комірками залежно від рівня горизонту ґрунтових вод, характеристик ґрунту й місцевої топографії, що призводить до динамічного квазі-тривимірного представлення руху ґрунтових вод. У місцях, де рівень ґрунтових вод вище поверхні землі, генерується потік поверхневих вод. П'ять підмоделей, які розглядаються нижче, описують спільний баланс енергії й вологи, зокрема евапотранспірацію, короткохвильову й довгохвильову радіацію, нагромадження снігу і його танення, ненасичену вологість ґрунту й ґрунтових вод.

Передбачається, що опади перехоплюються рослинністю верхнього й нижнього ярусів доти, поки не буде досягнутий максимальний об'єм перехоплення (I_{co} і I_{cu}). Надлишкові опади (перевищуючі перехоплені) проходять через рослинний покрив без зменшення. Немає ніякої різниці між дощем і снігом для перехоплених опадів. Максимальний об'єм перехоплення (у метрах) визначається згідно LAI [40], як $I_{c0} = 10^{-4}$ LAI_0 F і $I_{cu} = 10^{-4}$ LAI_u, де F – частка земної поверхні, що покрита рослинністю верхнього ярусу й індекси *o* і *u* позначають верхній і нижній яруси, відповідно. Зміни в об'ємі перехопленої вологи описуються

$$S_{ij}^{t+\Delta t} = S_{ij}^{t} + P - E_{ij} \tag{4.2}$$

де індекс *j* позначає окремі значення для верхнього ярусу *(j = o)* і нижнього ярусу *(j = u)*. Коли $S_{ij}^{t+\Delta t}$ перевищує I_{cj}, кількість минаючих через рослинний покрив опадів буде рівнятися $\left(S_{ij}^{t+\Delta t} - I_{cj}\right)$, і $S_{ij}^{t+\Delta t}$ буде рівним I_{cj}. P рівняється

кількості опадів, що пройшли через верхній ярус, коли рівняння (4.2) записується для нижнього ярусу.

Передбачається, що випар перехопленої вологи з поверхонь вологої рослинності відбувається за потенційним законом. Випар із сухих рослинних поверхонь обчислюється відповідно до рівняння Penman-Monteith

$$E_{tj} = \frac{\Delta R_{nj} + \rho c_p \left(e_s - e\right)/r_{aj}}{\lambda_v \left[\Delta + \gamma\left(1 + r_{cj}/r_{aj}\right)\right]} \Delta t \qquad (4.3)$$

де E_{tj} – кількість води, що випарувалася за інтервал часу Δt, Δ – нахил кривої залежності насиченого пару від температури-тиску, R_{nj} – щільність потоку випромінювання, ρ – щільність вологого повітря, c_p – питома теплоємність повітря при постійному тиску, e_s – тиск насиченого пару, e – тиск пару, r_{aj} – аеродинамічний опір при русі пару, λ_v – прихована теплота паротворення води, γ – психрометрична константа і r_{cj} – опір рослинного покриву при русі пару. R_{nj}, r_{aj} і r_{cj} обчислюються окремо для верхнього й нижнього ярусів (R_{n0}, r_{a0}, r_{c0} і R_{nu}, r_{au}, r_{cu}, відповідно).

Випар з вологих поверхонь відбувається із потенційною швидкістю, що може бути визначена з r_{cj} в (4.3) рівним нулю

$$E_{pj} = \frac{\Delta R_{nj} + \rho c_p \left(e_s - e\right)/r_{aj}}{\lambda_v \left[\Delta + \gamma\right]} \Delta t \qquad (4.4)$$

Відношення транспірації рослин із сухою поверхнею до потенційної (волога поверхня) швидкості задається діленням (4.3) на (4.4):

$$E_{tj}/E_{pj} = \frac{\Delta + \gamma}{\Delta + \gamma\left(1 + r_{cj}/r_{aj}\right)} \tag{4.5}$$

Модель обчислює випар і транспірацію незалежно для верхнього й нижнього рівнів на кожному кроці за часом. Спочатку перехоплена вода випаровується із потенційною швидкістю

$$E_{ij} = \min\left(E_{pj}, S_{ij}\right) \tag{4.6}$$

де E_{ij} – кількість перехопленої води, випаруваної за інтервал часу, і S_{ij} – об'єм перехопленої води на початку інтервалу часу. Потім обчислюється випар із сухої рослинності, використовуючи (4.4), (4.5) і (4.6):

$$E_{tj} = \left(E_{pj} - E_{ij}\right)\frac{\Delta + \gamma}{\Delta + \gamma\left(1 + r_{cj}/r_{aj}\right)} \tag{4.7}$$

Цей покроковий підхід дозволяє поверхні рослинності переходити з вологого стану до сухого протягом часового кроку (тобто, випар, супроводжуваний транспірацією). Якщо рослинний покрив залишається повністю вологим або повністю сухим протягом усього часового кроку то, цей метод еквівалентний прямому використанню рівняння Penman-Monteith з відповідної r_{cj}.

Також можливо використовувати рівняння Penman-Monteith для обчислення випару з поверхні ґрунту із заміною r_{cj} на поверхневий опір ґрунту r_s [41-43]. У більшості випадків r_s представляється у вигляді емпіричної функції поверхневої вологості ґрунту. Однак, ми вибрали менш ґрунтово-емпіричний заснований на фізиці підхід, щоб обчислити випар ґрунту [44].

Коли волого, ґрунт може могти забезпечувати поверхню вологою зі швидкістю рівною або більшою, ніж потенційна швидкість випару. Ця умова називається атмосферо-контрольованою [45]. У той час як вологість ґрунту

зменшиться, швидкість підживлення стане нижче потенційної випаровуваності. При цій і більш низькій вологості випаровуваність називають ґрунтово-контрольованою й вона є нелінійною функцією від вмісту ґрунтової вологи. При цьому підході випар води з поверхні ґрунту (E_s) обчислюється як

$$E_s = \min\left(E_{ps}, F_e\right) \tag{4.8}$$

де E_{ps} визначається з (4.4) для умов на поверхні землі, F_e – десорбціона здатність ґрунту, що обумовлена швидкістю з якою ґрунт може постачати поверхню вологою. Десорбція є функцією типу ґрунту й умов вологості верхнього шару ґрунту й описана нижче.

Аеродинамічні опори обчислюються окремо для верхнього й нижнього ярусу рослинності, поверхні землі й поверхні снігу. Профіль швидкості вітру для повного рослинного покриву моделюється, використовуючи три шари [46]. Логарифмічний профіль швидкості вітру використовується вище верхнього ярусу рослинності. Передбачається, що швидкість вітру зменшується по експоненті, проходячи через верхній і нижній яруси, переходячи в новий логарифмічний профіль біля поверхні землі або снігу. Опори, що відповідають турбулентному руху через верхній і нижній яруси й сніг або ґрунт ураховуються у такий спосіб

$$r_{au} = r_{\exp} + r_{a0} \tag{4.9}$$

$$r_{ag}\left(or \quad r_{as}\right) = r_{\log} + r_{\exp} + r_{a0} \tag{4.10}$$

де r_{ao}, r_{au}, r_{ag} і r_{as} – інтегральні аеродинамічні опори для верхнього й нижнього ярусів, землі й снігу, відповідно. Опір r_{ao} пов'язаний з верхнім логарифмічним профілем вітру, r_{exp} – з експонентним профілем, і r_{log} – із більш низьким логарифмічним шаром. Ці опори залежать від швидкості вітру, висоти верхнього й нижнього ярусу й LAI, шорсткості ґрунту або снігу, і атмосферної стабільності.

Опір рослинного покриву (r_{cj}) обчислюється окремо для верхнього й нижнього ярусу ($j = o$ і $j = u$, відповідно). Для обох ярусів r_{cj} являє собою підсумовування стічного опору r_{sj} для окремих листів. Вважається, що листи паралельні, тоді

$$r_{cj} = \left\langle r_{sj} / c_j \, LAI_j \right\rangle \tag{4.11}$$

де c_j – відповідне відношення загальної кількості спроектованого на LAI, і кутові дужки позначають зворотне середнє число для діапазону індексу листяної поверхні навісу [40]. Залежність r_{sj} від типу рослинності й умов навколишнього середовища визначається залежною від різновиду рослин мінімальним опором ($r_{s\min_j}$) і добутком чотирьох обмежуючих факторів з мінімальним значенням для кожного:

$$r_{sj} = r_{s\min_j} f_1\left(T_j\right) f_2\left(vpd_j\right) f_3\left(PAR_j\right) f_4\left(\theta_j\right) \tag{4.12}$$

де до умов навколишнього середовища відносяться: f_1 – температура повітря (°C); f_2 – дефіцит тиску пару (e_s - e); f_3 – фотосинтетично активний потік випромінювання (PAR); і f_4 – вологість ґрунту. Відношення для перших трьох із цих факторів узяті з [40] як

$$1/ f_1 = 0.08T_a - 0.0016T_a^2 \tag{4.13}$$

$$1/ f_2 = 1 - \left(e_s - e\right)/c_d \tag{4.14}$$

$$1/ f_3 = \frac{r_{s\min}/r_{s\max} + R_p/R_{pc}}{1 + R_p/R_{pc}} \tag{4.15}$$

де T_a – температура повітря в градусах Цельсія, c_d – дефіцит тиску пару, обумовлений стічним закриттям (приблизно 4 kPa), $r_{s\max}$ – максимальний (кутикулярний) опір, R_p – видиме випромінювання, і R_{pc} – рівень світла, при якому $r_s = 2r_{min}$.

Згідно [47] у моделі передбачається кусочно-лінійна залежність $1/f_4$ від вологості ґрунту:

$$\begin{aligned} 1/f_4 &= 0 && \theta \le \theta_{wp} \\ 1/f_4 &= \frac{\theta - \theta_{wp}}{\theta^* - \theta_{wp}} && \theta_{wp} < \theta \le \theta^* \\ 1/f_4 &= 1 && \theta^* < \theta \le \theta_s \end{aligned} \qquad (4.16)$$

де θ – середній вміст вологи ґрунту, θ_{wp} – вологість точки зав'ядання і θ^* – вміст вологи, вище якого умови ґрунту не обмежують випар. При транспірації вологи θ нижнім ярусом також ураховується верхній кореневий шар. Верхній ярус поглинає вологу з обох кореневих шарів, і тому обчислення проводяться для кожного шару ґрунту окремо, використовуючи відповідний вміст вологи.

Окремо складаються баланси короткохвильового й довгохвильового випромінювання для верхнього й нижнього ярусів і поверхні землі (рис. 4.3). Кількість короткохвильового випромінювання, поглиненого верхнім ярусом, залежить від проекції на LAI, частини покриття землі рослинністю (F), коефіцієнта відбиття (α_0) і прозорості до короткохвильового випромінювання. Відбите випромінювання від нижнього ярусу також приймається в розрахунок. Баланс короткохвильового випромінювання для верхнього ярусу записується в такий спосіб

$$R_{s0} = R_s\left[\left(1-\alpha_0\right) - \tau_0\left(1-\alpha_u\right)\right]F \qquad (4.17)$$

де R_{s0} – короткохвильове випромінювання, поглинене верхнім ярусом; R_s – падаюче коротко-хвильове випромінювання; α_u – коефіцієнт відбиття нижнього ярусу; і τ_0 – частина коротко-хвильового випромінювання, що пройшло крізь верхній ярус.

Частина пропущеного короткохвильового випромінювання обчислюється відповідно до закону експоненційного затухання у вигляді [48]

$$\tau_0 = \exp\left(-k\ LAI_0\right) \tag{4.18}$$

де k – коефіцієнт ослаблення рослинної покрівлею.

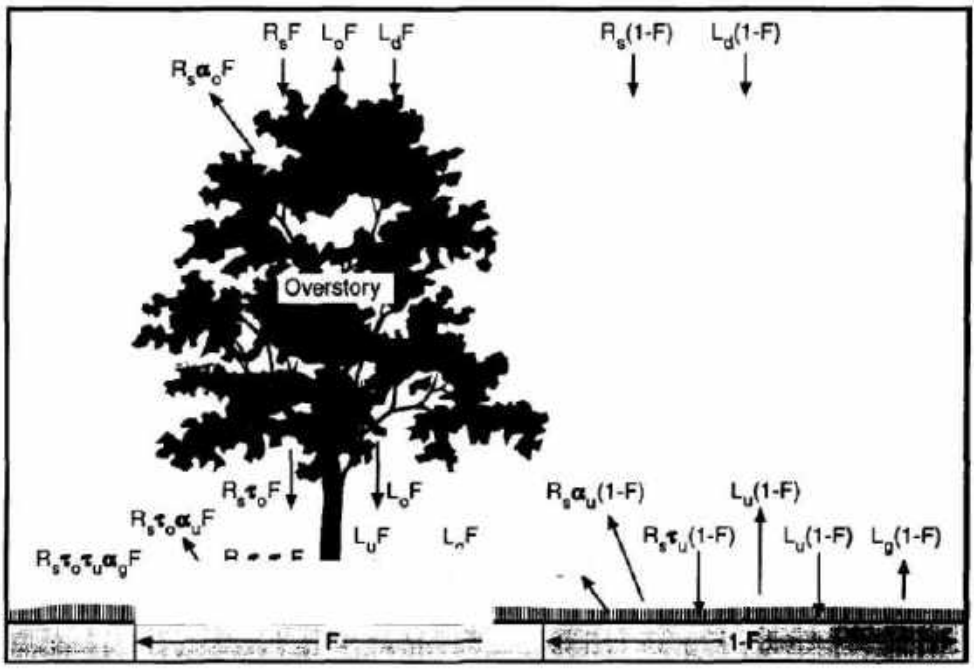


Рисунок 4.3 – Баланс короткохвильового й довгохвильового випромінювання в комірці сітки без сніжного покриву

Нижній ярус отримує ослаблене короткохвильове випромінювання після верхнього ярусу ($R_s\ \tau_0\ F$) і пряме короткохвильове випромінювання на відкритих ділянках ($R_s\left[1-F\right]$). Сумарний потік короткохвильового випромінювання, поглиненого нижнім ярусом (R_{su}), обчислюється по

$$R_{su} = R_s\left[\left(1-\alpha_u\right)-\tau_u\left(1-\alpha_g\right)\right]\left[\tau_0 F+\left[1-F\right]\right] \tag{4.19}$$

де α_g – коефіцієнт відбиття ґрунту. Частина короткохвильового випромінювання, що пропускається нижнім ярусом (τ_u), визначається (4.18) з використанням заданого LAI для рослинності нижнього ярусу (LAI_u). Короткохвильове випромінювання, поглинене поверхнею ґрунту (R_{sg}), визначається як

$$R_{sg} = R_s\tau_u\left(1-\alpha_g\right)\left[\tau_0 F+\left[1-F\right]\right] \tag{4.20}$$

Верхній ярус обмінюється довгохвильовим випромінюванням з небом і з нижнім ярусом або ґрунтом

$$R_{l0} = \left(L_d + L_u - 2L_0\right)F \tag{4.21}$$

де R_{l0} – довгохвильове випромінювання верхнього ярусу, L_d, L_u, і L_0 – сонячне випромінювання, випромінювання, що сходить від нижнього ярусу, і довгохвильові потоки випромінювання від верхнього ярусу, відповідно. Припускаючи коефіцієнт випромінювання одиничним, $L_0 = \sigma\left(T_0 + 273\right)^4$ і $L_u = \sigma\left(T_u + 273\right)^4$, де σ – постійна Стефана-Больцмана, T_0 і T_u є температурою (у градусах Цельсія) верхнього й нижнього ярусу, відповідно. Ці дві температури покладаються рівними температурі повітря, крім тих випадків, коли сніг покриває землю. Довгохвильове випромінювання з неба також ураховується моделлю.

Нижній ярус рослинності обмінюється довгохвильовим випромінюванням з верхнім ярусом і землею, у випадку відсутності верхнього ярусу обмін випромінюванням відбувається з небом і землею:

$$R_{lu} = \left\{\left(L_0 + L_g - 2L_u\right)F\right\} + \left\{\left(L_d + L_g - 2L_u\right)\left(1-F\right)\right\} \tag{4.22}$$

де R_{lu} – довгохвильове випромінювання нижнього ярусу, і L_g – висхідний довгохвильовий потік із ґрунту, обчислений по формулі $L_g = \sigma\left(T_g + 273\right)^4$ з T_g, рівним температурі поверхні ґрунту. Температура поверхні ґрунту звичайно береться рівній температурі повітря, крім тих випадків, коли сніг лежить на землі. Завдяки цьому немає необхідності в ітераційному рішенні нелінійного рівняння для температури поверхні ґрунту. Проте в моделі реалізована ітераційна схема, що може використовуватися, коли потрібна більш точна температура поверхні ґрунту; що приводить до збільшення точності розрахунків за рахунок додаткового обчислювального часу, тому що ітерації повинні бути виконані для кожної комірки сітки.

Коли сніжний покрив присутній в комірці сітки, вважається, що він або повністю покриває верхній ярус рослинності, або розташований нижче верхнього ярусу залежно від місцевої висоти рослинності. Завжди вважається, що сніжний покрив повністю покриває нижній ярус і ґрунт. У результаті цього відсутня транспірація (ET) у нижньому ярусі й ґрунті. В комірках сітки, де сніжний покрив залишається нижче верхнього ярусу, коефіцієнт відбиття снігу (a_s) заміняє a_0, a_u, і a_g в (4.17), (4.19), і (4.20). На поверхні снігу, (4.19) і (4.22) мають вигляд

$$R_{ss} = R_s\left(1-\alpha_s\right)\left[\tau_0 F + \left[1-F\right]\right] \tag{4.23}$$

$$R_{ls} = L_0 F + L_d\left(1-F\right) - L_s \tag{4.24}$$

де R_{ss} – короткохвильовий потік, поглинений снігом; R_{ls} – довгохвильове випромінювання на поверхні снігу; L_s – висхідний потік довгохвильового випромінювання з поверхні снігу, заданий $L_s = (T_s + 273)^4$, де T_s – температура поверхні снігу. В комірках сітки зі снігом, що покриває голу землю або невисоку рослинність, F в (4.23) і (4.24) покладається рівним нулю. Коефіцієнт відбиття снігу визначається [49]

$$\alpha_s = 0.85\left(0.94\right)^{(N)^{0.58}} \quad \text{для періоду нагромадження,} \tag{4.25a}$$

і

$$\alpha_s = 0.85\left(0.82\right)^{(N)^{0.46}} \quad \text{для періоду танення} \tag{4.25b}$$

де N – вік поверхні снігу в днях, починаючи від дня останнього снігопаду.

Для моделювання нагромадження снігу і його танень використовується одношарова модель балансу енергії й маси. Компоненти балансу енергії використовуються для опису танення снігів, їхнього перезаморожування, і зміни в энтальпії сніжного покриву. Компоненти балансу маси описують нагромадження/абляцію снігу, зміни у водному еквіваленті снігу, і водний вміст сніжного покриву.

Розподіл опадів (P) у дощ або сніг при атмосферній температурі:

$$P_s = \begin{cases} P & T_a \le T_{\min} \\ \dfrac{T_{\max} - T_a}{T_{\max} - T_{\min}} & T_{\min} < T_a < T_{\max} \\ 0 & T_a \ge T_{\max} \end{cases} \tag{4.1.26a}$$

$$P_r = P - P_s \tag{4.1.26b}$$

де P_r і P_s – водні еквіваленти глибини дощу й снігу, відповідно; $T_{\min}$ – гранична температура, нижче якої всі опади перебувають у формі снігу; $T_{\max}$ – гранична температура, вище якої всі опади у формі дощу. Між граничними температурами (зазвичай -1.1°C і 3.3°C) опади представляють суміш дощу й снігу. Це представлення засноване на роботі [50].

Енергетичний баланс сніжного покриву згідно [51]

$$c_s W \frac{dT_s}{dt} = R_{ns} + Q_s + Q_l + Q_p + Q_m + Q_g \tag{4.27}$$

де c_s – питома теплоємність льоду, W – водний еквівалент сніжного покриву, і t – час.

Енергетичний обмін на поверхні розділу повітря-сніг задається: R_{ns} – радіаційною теплопередачею, що залежить від рослинності (4.23) і (4.24); Q_s – теплопередачею, обумовленою турбулентною конвекцією; Q_l – енергією, затраченою на випар і сублімацію або теплову енергію, що вивільнилася під час конденсації; Q_p – адвекцією тепла до сніжного покриву; Q_m – внутрішньою теплотою, затраченою на танення, або теплотою, отриманою при повторному замерзанні рідкої води. Потоки в сніжний покрив покладаються позитивними. Теплопередачею на поверхні земля-сніг (Q_g) нехтуємо.

Член у лівій частині (4.27) є зміною температури сніжного покриву. Зміна в температурі сніжного покриву наприкінці часового кроку ($T_s^{t+\Delta t}$) обчислюється з (4.27) у такий спосіб

$$T_s^{t+\Delta t} = T_s^t + \frac{\Delta t}{c_s W}\left[R_{ns} + Q_s + Q_l + Q_p + Q_m \right] \tag{4.28}$$

Коли T_s залишається нижче 0°C протягом часового кроку, Q_m представляє приріст (позитивний потік) внутрішньої схованої теплоти від перезаморожування рідкої води в сніжному покриві. Під час періодів танення сніжний покрив є ізотермічним при 0°C (тобто, $T_s^{t+\Delta t} = 0$), що дозволяє тепловий потік, доступний для танення снігу, обчислювати з (4.28)

$$Q_m = R_{ns} + Q_s + Q_l + Q_p + c_s W T_s^t \tag{4.29}$$

Теплопередача находиться з

$$Q_s = \frac{\rho c_p \left(T_a - T_s \right)}{r_{as}} \tag{4.30}$$

де r_{as} визначається рослинністю й атмосферною стабільністю. Передача схованої теплоти береться рівною

$$Q_l = \frac{\lambda_i \rho \left[\frac{0.622}{P_a}\right]\left[e(T_a) - e_s(T_s)\right]}{r_{as}} \tag{4.31}$$

де P_a – атмосферний тиск, λ_i рівняється схованій теплоті паротворення під час періодів танення (випар/конденсація) і λ_i рівняється схованій теплоті танення під час періодів сублімації. Енергія, принесена опадами

$$Q_p = \rho_w c_w T_p \left(P_r + 0.5 P_s\right) \tag{4.32}$$

де c_w – питома теплоємність води, і T_p – температура опадів (береться рівній температурі повітря). Питома теплоємність льоду вдвічі менша від води, що відповідає члену $0.5\,P_s$

Передача схованої теплоти від плавлення або перезаморожування обчислюється по

$$Q_m = \lambda_f \rho_w M \tag{4.33}$$

де M є глибиною танення снігу (негативний потік) або об'ємом рідкої повторно замороженої води (позитивний потік).

Сніжний покрив складається із двох фаз, води й льоду

$$W = W_{liq} + W_{ice} \tag{4.34}$$

де W_{liq} – об'єм, що приходиться на одиницю площі (глибина) рідкої води; W_{ice} – водний еквівалент льоду. Баланс маси для кожної фази задається

$$\Delta W_{liq} = \left[P_r + \frac{Q_e}{\rho_w \lambda_v} - \frac{Q_m}{\rho_w \lambda_v} \right] \Delta t \tag{4.35}$$

$$\Delta W_{ice} = \left[P_s + \frac{Q_e}{\rho_w \lambda_f} + \frac{Q_m}{\rho_w \lambda_f} \right] \Delta t \tag{4.36}$$

Під час періодів сублімації снігу відбувається обмін атмосферної водяної пару з льодом, у той час як під час активного танення атмосферна взаємодія відбувається з водою. Це рівносильно, якщо покласти $Q_e = 0$ в (4.35) при T_s <0°C і Q_e = 0 в (4.36) при T_s = 0°C. Позитивний Q_e додає масу до сніжного покриву.

Під час танення Q_m негативне, що приводить до зменшення маси льоду й збільшенню рідкої фази. Вода видаляється зі сніжного покриву, коли рідка фаза перевищує поточний вологовміст сніжного покриву (рівний 0.06W):

$$M_p = W_{liq}^{t+\Delta t} - 0.06 W^{t+\Delta t} \qquad M_p > 0 \tag{4.37}$$

де M_p – глибина води, що станула, вилученої зі сніжного покриву на одиницю площі.

Модель не містить рівняння інфільтрації, тому всі опади, що випали на поверхню землі, і вода, що станула, попадають у ґрунтову колонку. Якщо ґрунт стає насиченим, надлишок води виклинцьовується на поверхню ґрунту й стає поверхневим стоком. Динаміка ненасиченого потоку вологи моделюється за допомогою двошарової моделі. Товщина верхнього шару (d_1) дорівнює середній глибині коріння рослинності нижнього ярусу (рис. 4.2). Нижній шар простирається від d_1 до середньої глибини коріння верхнього ярусу. Нижній ярус може тільки витягати воду з верхнього шару, у той час як верхній ярус може видаляти воду з

обох шарів. Транспірація верхнього ярусу з обох шарів ґрунту обчислюється з (4.7), потім множиться на частку верхнього ярусу в цьому шарі. Випар з поверхні ґрунту обмежується верхнім шаром.

Баланс маси для верхнього й нижнього шарів задається

$$d_1\left(\theta_1^{t+\Delta t}-\theta_1^t\right)=P_0-P_1\left(\theta_1\right)-E_{t0}-E_{tu}-E_s+V_{sat}-V_r \tag{4.38}$$

$$d_2\left(\theta_2^{t+\Delta t}-\theta_2^t\right)=P_1\left(\theta_1\right)-P_2\left(\theta_2\right)-E_{t0}+V_{sat} \tag{4.39}$$

де d_2 – товщина нижнього шару; θ_j – середня вологість ґрунту, P_0 – об'єм інфільтрованих опадів або поталої води; E_s – об'єм ґрунтової вологи, що випарувалася; V_{sat} – об'єм води, обумовлений підйомом горизонту ґрунтових вод; V_r – об'єм зворотних вод (що з'являється, коли горизонт ґрунтових вод досягає поверхні землі); P_1 *і* P_2 – об'єми спадної води, що розвантажується з верхнього й нижнього шарів ґрунту за часовий крок, відповідно.

Об'єми розвантаження P_1 і P_2 визначаються середніми значеннями вологості ґрунту під час часового кроку Δt. Об'єм розвантаження обчислюється відповідно до закону Дарсі й одиничному градієнту напорів:

$$P_j=K_v\left(\theta_j\right) \tag{4.40}$$

де $K_v\left(\theta_j\right)$ – вертикальна ненасичена гідравлічна провідність ґрунту; j рівняється 1 для верхнього шару й 2 для нижнього шару. Для обчислення гідравлічної провідності використовується рівняння з [52]:

$$K_v(\theta)=K_v(\theta_s)\left[\frac{\theta-\theta_r}{\phi-\theta_r}\right]^{(2/m)+3} \tag{4.41}$$

де m – індекс розподілу розміру пор; ϕ – пористість ґрунту; θ_r – залишковий вологовміст ґрунту. Для простоти насичений вміст вологи θ_s береться рівним ϕ (тобто, $\theta_r = 0$). Об'єм розвантаження за часовий крок визначається як

$$P_j = \left[\frac{K_v\left(\theta_j^t\right) + K_v\left(\theta_j^*\right)}{2} \right] \Delta t \tag{4.42}$$

де $\theta_j^* = \theta_j^t + \left(P_{j-1}/d_j\right)$.

Випар води з верхнього шару ґрунту E_s задається як функція потенційно можливого випару в поверхні ґрунту (E_{ps}) і F_e об'ємом десорбції. Швидкість, з якою однорідно зволожене напівнескінченне пористе середовище втрачає вологу при вертикальній (висхідній) десорбції можна приблизно оцінити з [44]:

$$f_e = \frac{1}{2} S_e t^{-1/2} - \frac{K\left(\theta^{z,0}\right) + K\left(\theta^{0,t}\right)}{2} \tag{4.43}$$

де S_e називають ґрунтовою сорбцією. Другий член у правій частині (4.43) враховує вплив сили ваги. Значення цього члена приблизно оцінюється (4.42). У такий спосіб (4.43) заміняється

$$f_e = \frac{1}{2} S_e t^{-1/2} \tag{4.44}$$

Відповідно до підходу [53], на початку часового кроку вміст вологи ґрунту вважається однорідним (тобто, з одиничним градієнтом), і t в (4.44) покладається рівним нулю. Глибина верхнього шару повинна бути більше глибини витягуваної вологи за часовий крок, щоб початкова умова для напівнескінченного шару була дійсна.

Об'єм десорбції (F_e) отриманий інтегруванням (4.44) по часовому кроку

$$F_e = \int_{t=0}^{t=\Delta t} \frac{1}{2} S_e t^{-1/2} dt = S_e \Delta t^{1/2} \tag{4.45}$$

Сорбція обчислюється виходячи з рівняння [53]:

$$S_e = \left[\frac{8\phi K(\theta_s)\psi_b}{3(1+3m)(1+4m)} \right]^{1/2} \left[\frac{\theta}{\phi} \right]^{(1/2m)+2} \tag{4.46}$$

де ψ_b тиск барботирования ґрунту.

При моделюванні вважається, що рух води вниз по схилі можливий у 8 напрямках (див. рис. 4.4). У кожному з можливих напрямків рух води розглядається як одномірний й описується рівнянням кінематичної хвилі:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = \Pr c - Inf - Evp \tag{4.47}$$

де h – глибина води на водозборі, Q – витрата води (м^2/с), $\Pr c$ – інтенсивність опадів, Inf – інфільтрація й Evp – перехоплення опадів рослинністю й евапотранспірація.

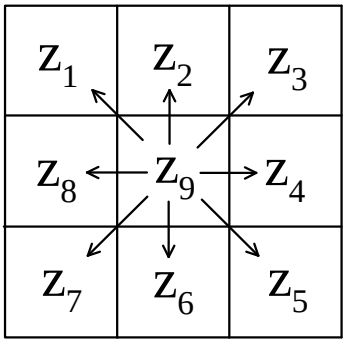


Рисунок 4.4 – Можливі напрямки руху води вниз по схилі.

Покладається, що витрата Q пропорційна глибині потоку й визначається як $Q = S_0^{1/2} / n h^{5/3}$, де n – коефіцієнт шорсткості Маннінга, S_0 – схил поверхні водозбору, що визначається як $S_{0j} = \alpha_j \frac{z_9 - z_j}{\Delta x}$, де Δx – розмір квадратного осередку, α_j дорівнює 1 для осередків з парними номерами й $1/\sqrt{2}$ для осередків з непарними номерами. Розглядається рух води по схилі тільки для $S_{0j} > 0$, у противному випадку S_{j0} покладається рівним нулю.

Тоді інтегруючи рівняння (4.47) по *i*-тому осередку, одержимо

$$h_i + \frac{1}{n} h_i^{5/3} \frac{\Delta t}{\Delta x} \sum_{j=1}^{8} \alpha_j S_{0j}^{1/2} = \breve{h}_i + \frac{\Delta t}{\Delta x} Q_{in,i} + \Delta t(\Pr c_i - Inf_i - Evp_i) \qquad (4.48)$$

де $\hat{h}_i$ – глибина потоку в *i*-тому осередку в попередній момент часу, Δt – крок по часу, $Q_{in,i}$ – потік рідини, що прийшов в *i*-тий осередок із сусідніх за крок часу.

Для розв'язання рівняння (4.48) використається метод Ньютона.

Для моделювання руху підземного насиченого потоку використовується квазі-тривимірна модель [38]. Напрямок потоку визначається з DEM (цифрової моделі місцевості). Кожна комірка сітки може обмінюватися вологою зі своїми вісьмома суміжними сусідами (рис. 4.5). Локальні гідравлічні градієнти покладаються рівними ухилам поверхні землі (кінематичне наближення). У такий спосіб дана комірка сітки отримає воду від своїх вишерозташованих сусідів і розвантажиться в її нижчерозташованні сусіди. У кожної комірці динамічні умови наближаються серією стаціонарних умов, обумовлених місцевими гідравлічними умовами.

Кожна точка рельєфу місцевості покривається прямокутною коміркою із центром у цій точці (наприклад, суцільний квадрат, що оточує точку *i, j* на рис. 4.5). Напрямкам між вузлом і його вісьмома суміжними сусідами призначають індекс *k* і нумерують від 0 до 7 за годинною стрілкою. Наприклад, *k* = 2 відповідає напрямку

між точкою (i,j) і точкою $(i+1, j-1)$. Швидкість підземного насиченого потоку в момент часу t від комірки (i, j) до його нижчерозташованих сусідів рівняється

$$\begin{aligned} q(t)_{i,j,k} &= T(t)_{i,j}\,\beta_{i,j,k} w_k \qquad \beta_{i,j,k} < 0 \\ q(t)_{i,j,k} &= 0 \qquad\qquad\qquad\quad \beta_{i,j,k} \geq 0 \end{aligned} \tag{4.49}$$

де $q_{i,j,k}$ – швидкість потоку з комірці (i, j) в напрямку k; $T_{i,j}$ – коефіцієнт провідності для комірки (i, j); $\beta_{i,j,k}$ – ухил поверхні землі в напрямку k; w_k – ширина потоку в напрямку k. Потоки, що залишають комірку, є негативними ($\beta_{i,j,k} < 0$).

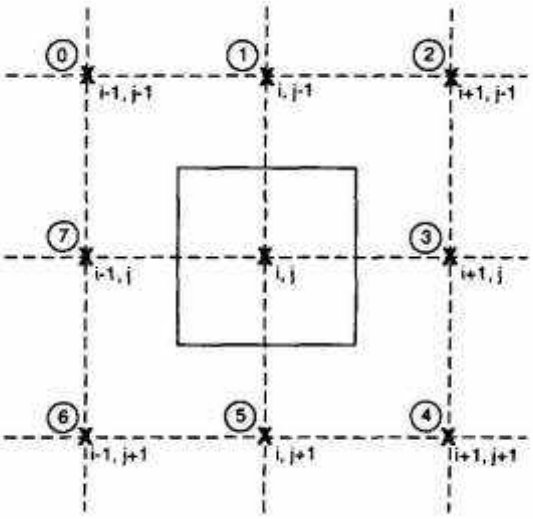


Рисунок 4.5 – Схема розрахункового шаблона для моделювання руху ґрунтових вод. Розрахункова комірка розташована навколо точки цифрової моделі місцевості (DEM) – суцільний квадрат навколо точки (*i, j*). Напрямки щодо сусідніх комірок позначаються індексом k і нумеруються від 0 до 7 за годинною стрілкою, починаючи з верхнього лівого кута.

В роботі [54] припускається, що насичена гідравлічна провідність для деяких ґрунтів зменшується із глибиною за експонентним законом. Тоді провідність ґрунту в (4.49) може бути обчислена по

$$T_{i,j} = \left[K_{s_{i,j}} \left[\exp\left(-f_{i,j} z_{i,j}\right) - \exp\left(-f_{i,j} D_{i,j}\right) \right] \right] \left[f_{i,j} \right]^{-1} \tag{4.50}$$

де $K_{s_{i,j}}$ – горизонтальні компоненти насиченої гідравлічної провідності ґрунту для комірки (i, j); $z_{i,j}$ – відстань від поверхні землі до горизонту ґрунтових вод (позитивний напрямок униз); $f_{i,j}$ – параметр, пов'язаний зі зменшенням насиченої провідності із глибиною; $D_{i,j}$ – повна глибина ґрунту. Підставляючи (4.50) в (4.49), одержимо

$$q(t)_{i,j,k} = \gamma_{i,j,k} h_{i,j}(t) \tag{4.51}$$

де

$$\begin{aligned} &\gamma_{i,j,k} = w_k K_{s_{i,j}} \beta_{i,j,k} / f_{i,j} \qquad \beta_{i,j,k} < 0 \\ &\gamma_{i,j,k} = 0 \qquad\qquad\qquad\qquad\quad \beta_{i,j,k} \geq 0 \end{aligned} \tag{4.52}$$

$$h_{i,j}(t) = \exp\left(-f_{i,j} z_{i,j}(t)\right) - \exp\left(-f_{i,j} D_{i,j}\right) \tag{4.53}$$

Незалежні від часу значення $\gamma_{i,j,k}$ обчислюються тільки один раз, на початку розрахунку.

Повне підземне насичене розвантаження з комірки i, j $\left(Q_{out_{i,j}}\right)$ обчислюється як

$$Q_{out_{i,j}} = h_{i,j}(t) \sum_{k=0}^{7} \gamma_{i,j,k} \tag{4.54}$$

Повний приток до комірки i, j від вищерозташованих комірок ($Q_{in_{i,j}}$) задається

$$Q_{in_{i,j}} = h_k(t)\sum_{k=0}^{7}\gamma_k \tag{4.55}$$

де в цьому випадку k представляє вихідне місце розташування комірки сітки. Наприклад, k = 4 визначає приток від комірки $(i+1, j+1)$ з Q_{out_k}, обчисленим для $h_k(t) = \exp\left(-f_{i+1,j+1}z_{i+1,j+1}\right) - \exp\left(-f_{i+1,j+1}D_{i+1,j+1}\right)$.

Баланс маси для комірки (i, j)

$$\Delta S_{sat_{i,j}} = \left[P_{2_{i,j}} A_{i,j} + Q_{in_{i,j}} + Q_{out_{i,j}} \right]\Delta t \tag{4.56}$$

де $\Delta S_{sat_{i,j}}$ – зміна об'єму насиченої вологи за крок за часом Δt ; $P_{2_{i,j}}$ – розвантаження з ненасиченої зони відповідно (4.42); $A_{i,j}$ – площа комірки (горизонтальна проекція); $Q_{out_{i,j}}$ – негативне згідно (4.54). Зміна глибини горизонту ґрунтових вод обчислюється як $z_{i,j}^{t+\Delta t} = z_{i,j}^{t} - \dfrac{\Delta_{sat_{i,j}}}{A_{i,j}\left(\theta_{s_{i,j}} - \theta_{i,j}\right)}$, де $\theta_{s_{i,j}}$ – вміст вологи насиченого ґрунту, $\theta_{i,j}$ – поточний усереднений вміст вологи вище горизонту ґрунтових вод, обчислений з (4.38) або (4.39) залежно від місця розташування горизонту ґрунтових вод.

Негативні значення $z_{i,j}$ представляють "эксфільтрацію" ґрунтових вод до поверхні землі з об'ємом (V_r), рівним $V_r = -z_{i,j}^{t+\Delta t}\left(\theta_{s_{i,j}} - \theta_{i,j}\right)A_{i,j}$. Эксфільтрація найпоширеніша на ділянках депресії, у низинах, і в областях топографічної конвергенції. Ніяка руслова мережа не накладається на DEM (або модель), вона формується й підтримується повністю через перерозподіл ґрунтової вологи. Ґрунтові води эксфільтруються в межах дренажної мережі й, як передбачається, залишають басейн того самого дня, як тільки вони генеруються.

Процес переносу наносів описується рівнянням

$$\frac{\partial(hS)}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x}(QS)=q^e-q^d, \tag{4.57}$$

де S – об'ємна концентрація наносів у потоці, q^d і q^e швидкості седиментації й ерозії поверхневого схилу. Швидкості q^d й q^e визначаються зі співвідношень:

$$q^d=\max\left\{0, w_0\left(S-S^*\right)\right\} \tag{4.58}$$

$$q^e=\max\left\{0, E_r w_0\left(S^*-S\right)\right\} \tag{4.59}$$

де E_r – коефіцієнт здатності ґрунту до розмиву ($0<E_r\le 1$), S^* – рівноважна концентрація наносів, що відповідає транспортуючій здатності потоку, w_0 – швидкість осадження суспензії. Для обчислення S^* застосовується формула [55]. Для чисельного розв'язання рівняння (4.57) використається неявна консервативна різницева схема.

Поверхневий змив з водозбору може відбуватися як у водорозчинній формі, так і на зважених наносах. Тоді, відповідно, маємо наступні рівняння для опису цих процесів:

$$\frac{\partial(hC)}{\partial t}+\frac{\partial(QC)}{\partial x}=-\lambda hC-\alpha_s h\frac{S}{\rho_s}\left(k_d^s\frac{\rho_s}{\rho}C-C_s\right)-\alpha_b(1-\phi)Z_*\left(k_d^b\frac{\rho_b}{\rho}C-C_b\right) \tag{4.60}$$

$$\frac{\partial(hSC_s)}{\partial t}+\frac{\partial(QSC_s)}{\partial x}=-\lambda hSC_s+\alpha_s hS\left(k_d^s\frac{\rho_s}{\rho}C-C_s\right)+\frac{\rho_s}{\rho_b}q^eC_b-q^dC_s \tag{4.61}$$

де C, C_s і C_b – об'ємні концентрації забруднювача у водорозчинній, на зважених наносах і у верхньому шарі ґрунту, відповідно; ρ, ρ_s і ρ_b – щільність води, зважених наносів і верхнього шару ґрунту, відповідно; λ – константа

радіоактивного розпаду; ϕ – пористість верхнього шару ґрунту; Z_* – товщина забрудненого верхнього шару ґрунту; k_d^s і k_d^b – коефіцієнти розподілу радіонукліду між розчином і зваженими наносами й між розчином і забрудненим верхнім шаром ґрунту; α_s і α_b – швидкості обміну між розчином і зваженими наносами й між розчином і забрудненим верхнім шаром ґрунту.

Забруднення верхнього шару ґрунту описується рівнянням

$$(1-\phi)\frac{\partial(Z_* C_b)}{\partial t} = -\lambda(1-\phi)Z_* C_b + \alpha_b(1-\phi)Z_*\left(k_d^b \frac{\rho_b}{\rho} C - C_b\right) - \frac{q^e}{\rho_b} C_b + \frac{q^d}{\rho_s} C_s \qquad (4.62)$$

Рух води в руслі ріки описується рівнянням

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = Lat \qquad (4.63)$$

де A – переріз руслового потоку, Lat – бічна приточність. Вважається, що витрата води в руслі обчислюється по формулі

$$Q = \frac{1}{n} A R^{2/3} S_0^{1/2} \qquad (4.64)$$

де R – гідравлічний радіус, n – коефіцієнт шорсткості Маннінга, S_0 – ухил дна русла.

Перенос зважених наносів у руслі ріки описується рівнянням

$$\frac{\partial(AS)}{\partial t} + \frac{\partial(QS)}{\partial x} = Lat\, S + \frac{A}{h}\left(q^e - q^d\right) \qquad (4.65)$$

де S – об'ємна концентрація зважених наносів, h – глибина води в руслі, q^d і q^e – швидкості седиментації й ерозії руслового дна. Для визначення q^d й q^e використаються формули (4.58) і (4.59), а для обчислення рівноважної концентрації S^* формула [55].

Перенос водорозчинної форми забруднювача й адсорбованої зваженими наносами описується рівняннями

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t}+\frac{\partial(QC)}{\partial x}=Lat\,C-\lambda AC-\alpha_s A\frac{S}{\rho_s}\left(k_d^s\frac{\rho_s}{\rho}C-C_s\right)-\alpha_b(1-\phi)Z_*\frac{A}{h}\left(k_d^b\frac{\rho_b}{\rho}C-C_b\right) \quad (4.66)$$

$$\frac{\partial(ASC_s)}{\partial t}+\frac{\partial(QSC_s)}{\partial x}=Lat\,SC_s-\lambda ASC_s+\alpha_s AS\left(k_d^s\frac{\rho_s}{\rho}C-C_s\right)+\frac{A}{h}\left(\frac{\rho_s}{\rho_b}q^eC_b-q^dC_s\right) \quad (4.67)$$

Забруднення верхнього шару донних відкладень описується рівнянням (4.62).

4.2 Калібрування та тестування моделі DHSVM-R за даними експериментальних стокових майданчиків зони радіаційного забруднення біля АЕС Фукусіма-1

Після аварії на АЕС Фуксіма-1 в зоні радіоактивних випадінь в префектурі Фукусіма були обладнані експериментальні стокові майданчики, на яких співробітники Інституту радіології навколишнього середовища Університету Фукусіма провели серію унікальних вимірів виносу ^{137}Cs у розчині та з наносами під час сильних злив. Ці дані були використані для калібрування та тестування моделі DHSVM-R в процесі виконання Проєкту [85].

Стоковий майданчик USLE Farmland A булв обладнаний а поблизу міста Кавамата, префектура Фукусіма, Японія [56] (рис. 4.6). Щільність забруднення поверхні ґрунту ^{137}Cs була отримана з Третього Повітряного Моніторингового Огляду [57]. Ділянка Farmland A має стандартний розмір USLE 22,13 м х 5 м (рис. 4.7). Середній нахил становить 4,36 градусів. Поверхнева щільність землі забруднення ^{137}Cs склала 372 кБк/м^2. Тип ґрунту – суглинистий.

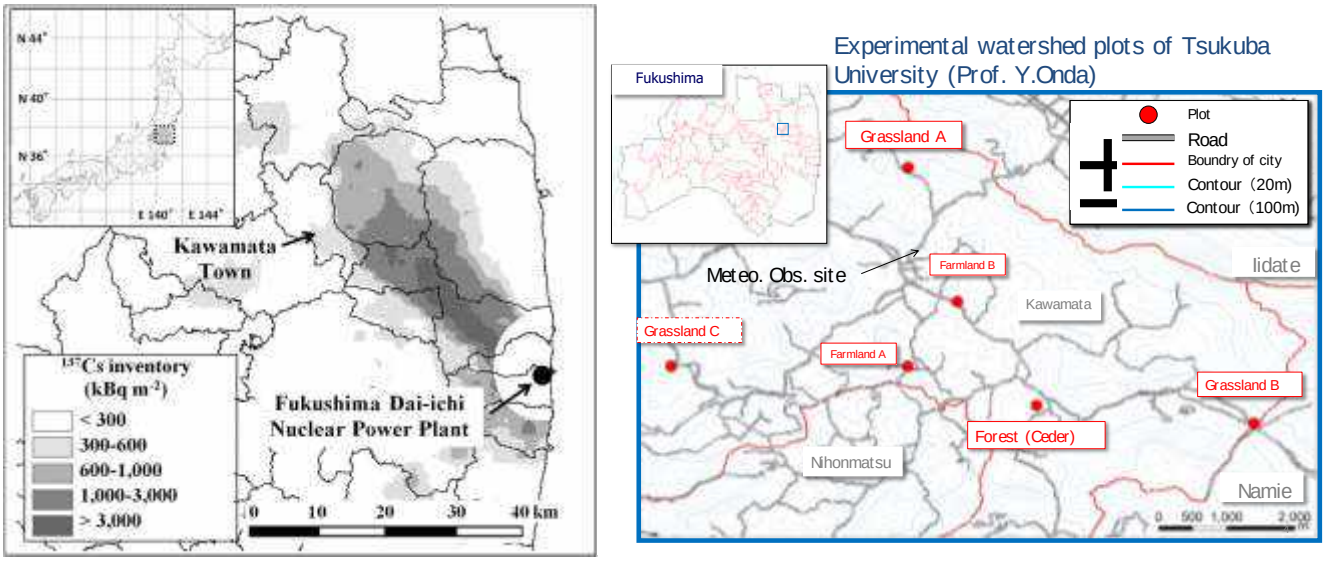


Рисунок 4.6 – Розташування ділянки Farmland A з [55].

Рисунок 4.7 – Стоковий майданчик Farmland A.

Контроль опадів здійснювався за допомогою дощометра, встановленого біля ділянки Farmland A. Спостереження за витратою води з ділянки проводили за

допомогою трикутної перегородки з водоміром, обладнаним на виході з ділянки. Для уловлювання еродованого ґрунту слідом за трикутною переливом був встановлений резервуар. Дані про кількість опадів, дані водомірів і ґрунту, що утримується в резервуарі, збирали з інтервалами в 1-2 тижні. Кількість змивного ^{137}Cs було отримано у вигляді ^{137}Cs в захопленому еродованому ґрунті. Концентрацію ^{137}Cs у стоку не вимірювали.

Для калібрування моделі DHSVM-R використовувався стік під час грозових дощів 22-29 липня 2012 року. Враховуючи профіль ^{137}Cs по глибині у 2014 році (рис. 4.8), ми прийняли, що глибина верхнього забрудненого ґрунту становить 2 см, і цей шар рівномірно забруднений. Гідравлічна провідність при насиченості та коефіцієнт розмивання були налаштовані тільки під час калібрування моделі. Ці та всі інші параметри не змінювалися при верифікації моделі.

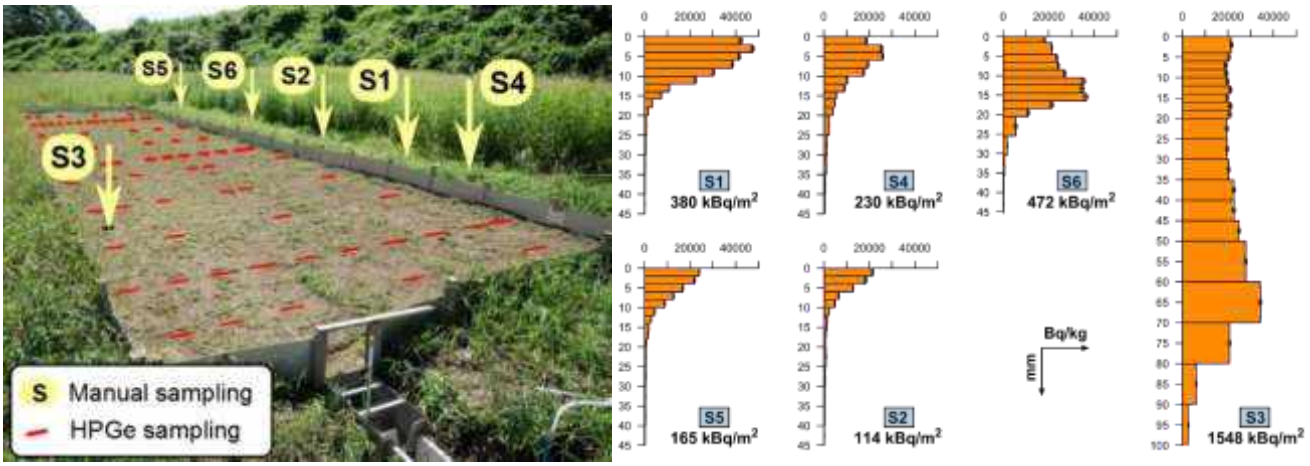


Рисунок 4.8 – Місце взяття проб та профіль глибини забруднення ^{137}Cs

Для моделювання стоку експериментальна ділянка була покрита сіткою 0,1 м х 0,1 м. Крок обчислення дорівнював 1 хв. Порівняння між змодельованими та виміряними гідрографами стоку показано на рис. 4.9. Змодельовані зони ерозії та осадження добре узгоджуються з цими спостережуваними зонами на дослідній ділянці (рис. 4.10). Порівняння між змодельованими та виміряними об'ємами стоку, загальними кількостями еродованих відкладів та загальною кількістю ^{137}Cs, що вимивається на відкладах, наведено на рис. 4.11.

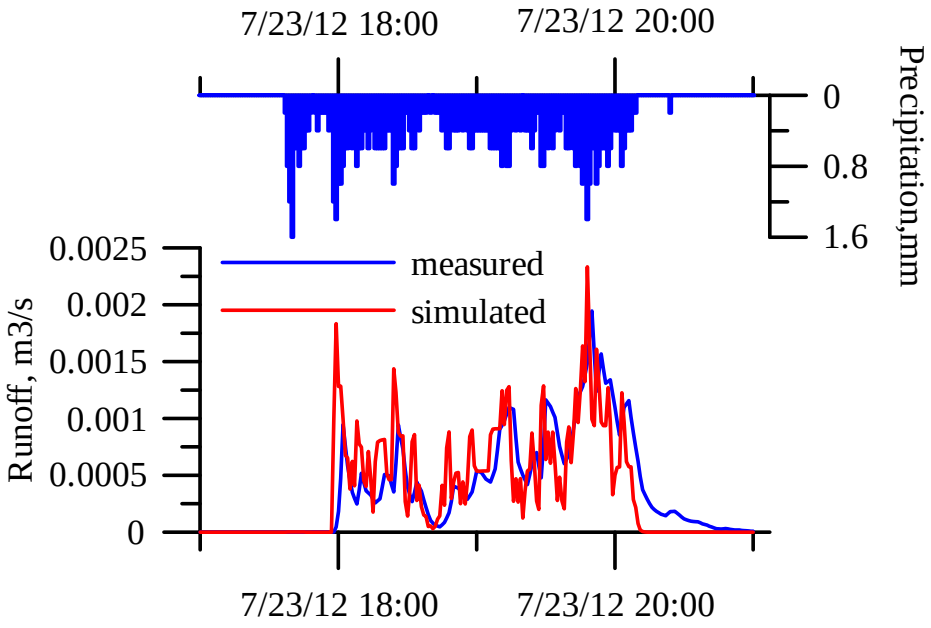


Рисунок 4.9 – Опади та порівняння між виміряними та змодельованими гідрографами

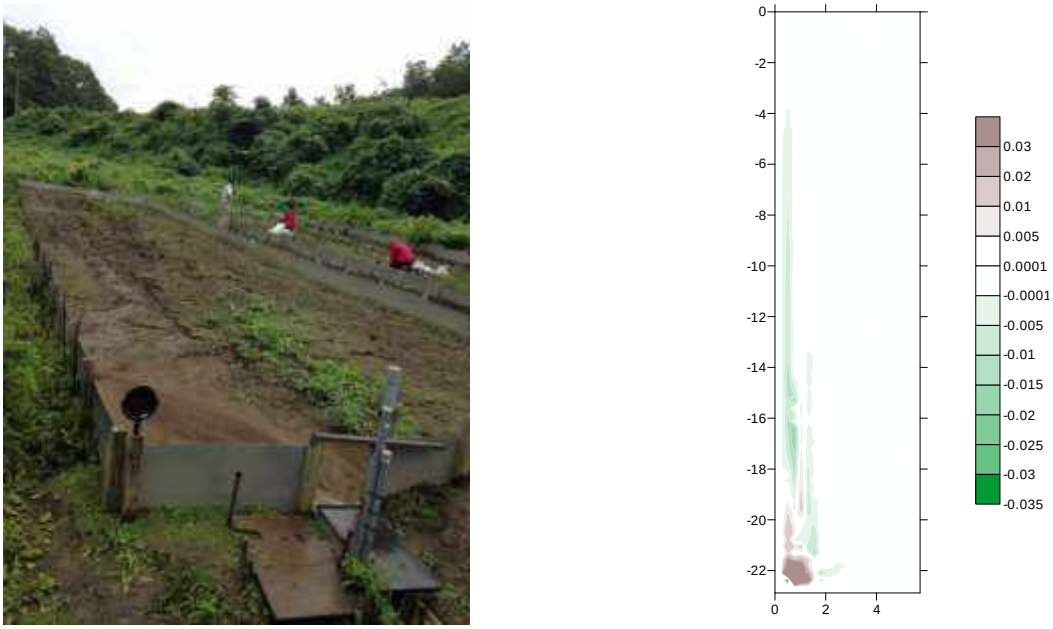


Рисунок 4.10 –Спостережені та змодельовані зони ерозії та осадження

Для перевірки моделі DHSVM використовуються грозові події у травні та влітку 2012 року. За цей час було чотири періоди таких подій (табл. 4.1). Зауважимо, що три тижневі періоди дощів мають приблизно однакову кількість опадів, але вони відрізняються коефіцієнтом стоку в 9 разів, а коефіцієнтом змиву – у 50 разів. Один безперервний запуск моделі DHSVM використовувався для

моделювання стоку та вимивання ^{137}Cs з ділянки під час дощів у травні та влітку 2012 року.

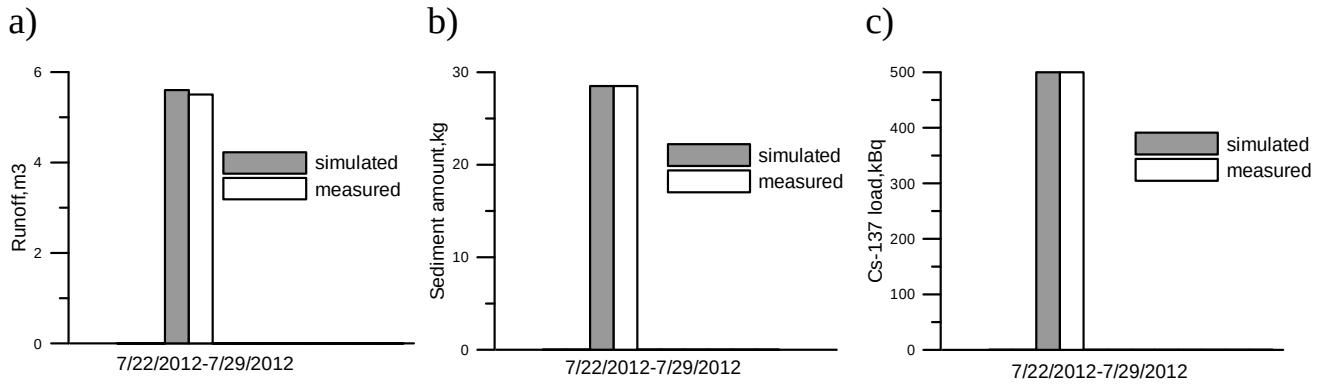


Рисунок 4.11 – Порівняння між виміряними та змодельованими (a) обсягами стоку, (b) загальною масою еродованого ґрунту та (c) загальними кількостями ^{137}Cs, вимитого на відкладах.

Таблиця 4.1 – Дані стоку та змиву ^{137}Cs для експериментального стокового майданчика Farmland A

Дата	**ΣОпади, мм**	**ΣЗмив, л**	**Коеф. змиву**	**Змиті відклади, кг**	**^{137}Cs на відкладах, кБк**	**Частка змитого ^{137}Cs, %**
22.5-2.6.12	47.8	866.4	0.16	1.65	34.257	0.07
15-22.6.12	93.6	3535.7	0.34	3.65	75.314	0.15
2-9.7.12	94.2	711.7	0.07	0.63	12.983	0.02
22-29.7.12	80.8	5600	0.63	28.51	499.983	1.0

Порівняння змодельованих і спостережуваних гідрографів стоку для дощової події 15-22 червня 2012 р. наведено на рис. 4.12. Порівняння між змодельованим і

спостережуваним об'ємами стоку, загальною масою еродованого ґрунту та загальною кількістю ^{137}Cs, що вимивається на відкладах, представлено на рис. 4.13.

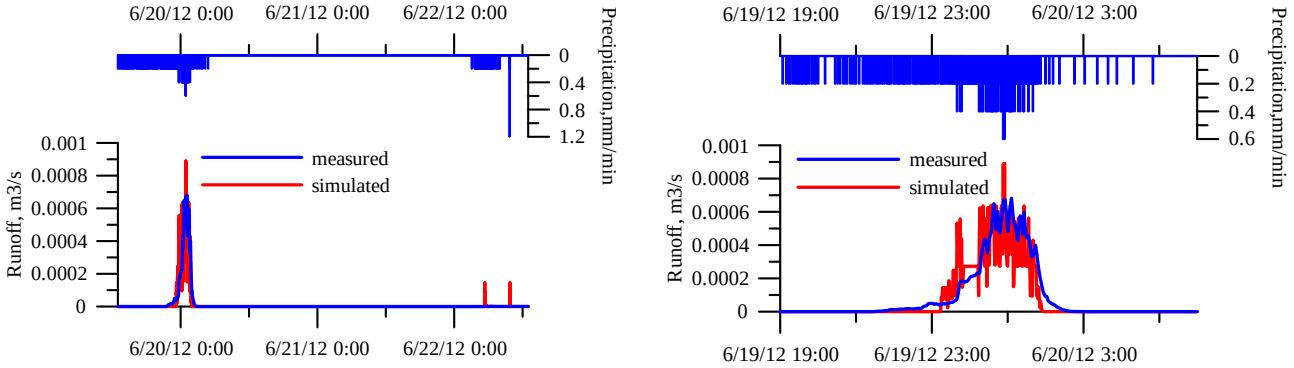


Рисунок 4.12 – Порівняння змодельованих (червона крива) і спостережуваних (синя крива) гідрографів стоку для дощової події 15-22 червня 2012 р.

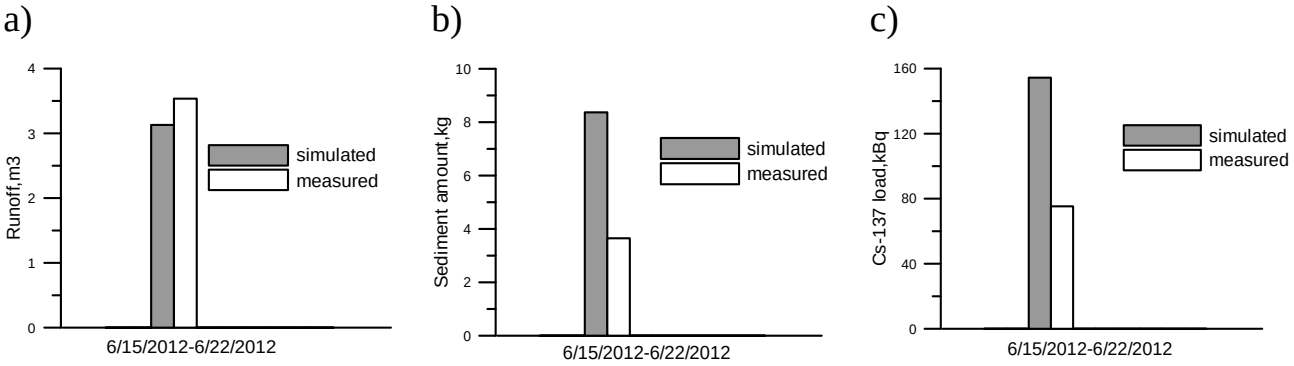


Рисунок 4.13 – Порівняння змодельованих (темні колонки) та спостережуваних (світлі колонки) об’ємів стоку (а), загальної маси еродованого ґрунту (б) та загальної кількості ^{137}Cs, вимитого на зважених наносах під час дощу 15-22 червня 2012 р (в).

Порівняння між змодельованими та спостережуваними обсягами стоку, загальною масою еродованого ґрунту та загальною кількістю ^{137}Cs, що вимивається на зважених наносах під час щотижневих дощів, наведено в таблиці 4.2. Результати тестування моделі, що представлені на рис. 4.13 та в табл 4.2, продемонстрували що розраховані об’єми стоку, загальна маса еродованих відкладів та загальна кількість ^{137}Cs, що вимивається на відкладах для більшості розглянутих періодів

злив добре співпадають з виміряними відповідними характиристиками стоку та потоками наносів і ^{137}Cs.

Таблиця 4.2 – Порівняння змодельованих і спостережуваних результатів

Дата	ΣЗмив, л (вим.)	ΣЗмив, л (розрах.)	Змиті відклади, кг (вим.)	Змиті відклади, кг (розрах.)	^{137}Cs на відкладах, кБк (вим.)	^{137}Cs на відкладах, кБк (розрах.)
22.5-2.6.12	866.4	740.88	1.65	3.496	34.257	80.26
15-22.6.12	3535.7	2418.4	3.65	7.07	75.314	161.96
2-9.7.12	711.7	356.91	0.63	1.118	12.983	25.59
22-29.7.12	5600	5562.4	28.51	24.53	499.983	430.17

4.3 Розвиток моделі RETRACE-R із застосуванням даних ГІС та її впровадження для української частини басейну р. Прип’ять

Моделювання стокових явищ на великих просторових масштабах з одного боку пов’язане із зростом об’ємів розрахунку, з іншого – дозволяє перейти від детального розгляду змивних процесів, що розглядались в минулих розділах, до спрощеного усередненого розгляду процесу змиву. Для оперативного моделювання стоку радіонуклідів з водозборів Чорнобильської зони окрім моделі DHSVM-R також використовувалась розроблена в ІПММС НАНУ модель RETRACE [58-59], яка потребує значно меншої кількості вхідної інофрмації про

розподілені характеристики водозборів, і використовується в європейській СППР з радіаційної безпеки RODOS. Модель спирається на два наступні припущення:

1) Об’єм змиву радіонуклідів формується з кожної комірки просторової сітки атмосферного випадіння, що належить водозбору, та лінійно залежить від величини опадів та концентрації випадіння радіонуклідів. Для цього вводиться певний коефіцієнт змиву для кожного радіонукліду.
2) Радіонукліди змиваються без затримки у часі безпосередньо у найближчу за відстанню розрахункову точку річкової мережі.

Припущення 1) є загальноприйнятим у практиці моделювання змиву радіонуклідів з водозборів. Припущення 2) призводить до завищення змиву, але таким чином є консервативною оцінкою максимального можливої його величини. Змив радіонукліда з ділянки водозбору розраховується за формулою:

$$J = K_w * D * S * L_w \tag{4.68}$$

де D – густина забруднення ділянки водозбору, Бк/м^2; K_w – коефіцієнт змиву, м$^{-1}$; L_w – шар водного стоку, м; S – площа ділянки водозбору, м^2. У моделі RETRACE шар водного стоку дорівнює шару опадів, що випали на водозбір за певний проміжок часу. В свою чергу K_w розраховується за наступною формолою:

$$K_w = \varepsilon \left(\exp(-\lambda_1 t) + A_2 * \exp(-\lambda_2 t)\right) \tag{4.69}$$

Тут параметри ε, λ_i, A_2 – емпірично визначені сталі.

В звіті за попередній етап описувалась модифікація моделі RETRACE для розгляду прямого випадіння нуклідів на поверхню водойми. Суть модифікації полягає в тому, що для комірок що знаходяться на площі водної поверхні водойми змив визначається за формулою:

$$J = D * S \tag{4.70}$$

Тобто уся радіоактивність, що наразі лежить на поверхні водойми, змивається у воду на одному кроці моделі.

В ході проекту модель була налаштована для водозбору р. Прип’ять. Для розрахунку змиву радіонуклідів з водозбору Прип’яті використовувались дані про розподіл нуклідів на території Чорнобильської зони відчуження (рис. 4.14). Ці дані було інтерпольовано на сітку моделі RETRACE (рис. 4.15), що дозволило проводити розрахунки. Крім того, в якості вхідних даних моделі RETRACE використовується ГІС шейп водозбору Прип’яті (рис. 4.16).

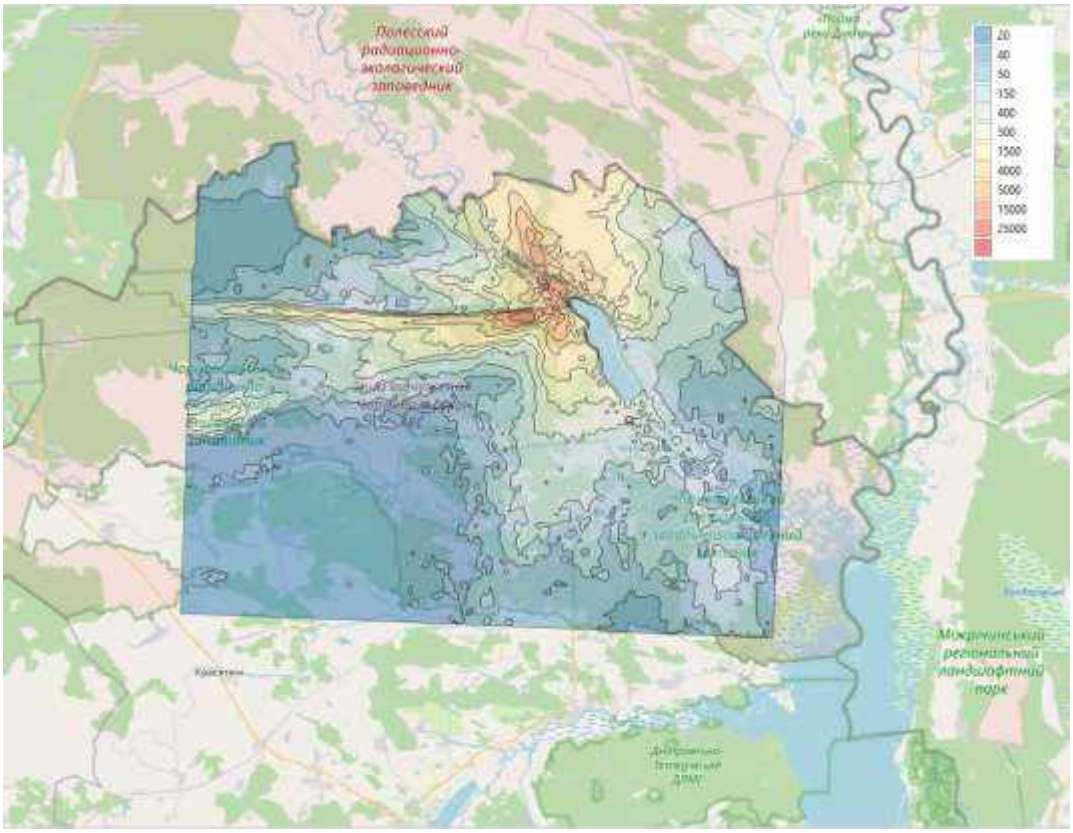


Рисунок 4.14 – Дані про щільність забруднення ^{90}Sr території зони відчуження (Бк/м^2).

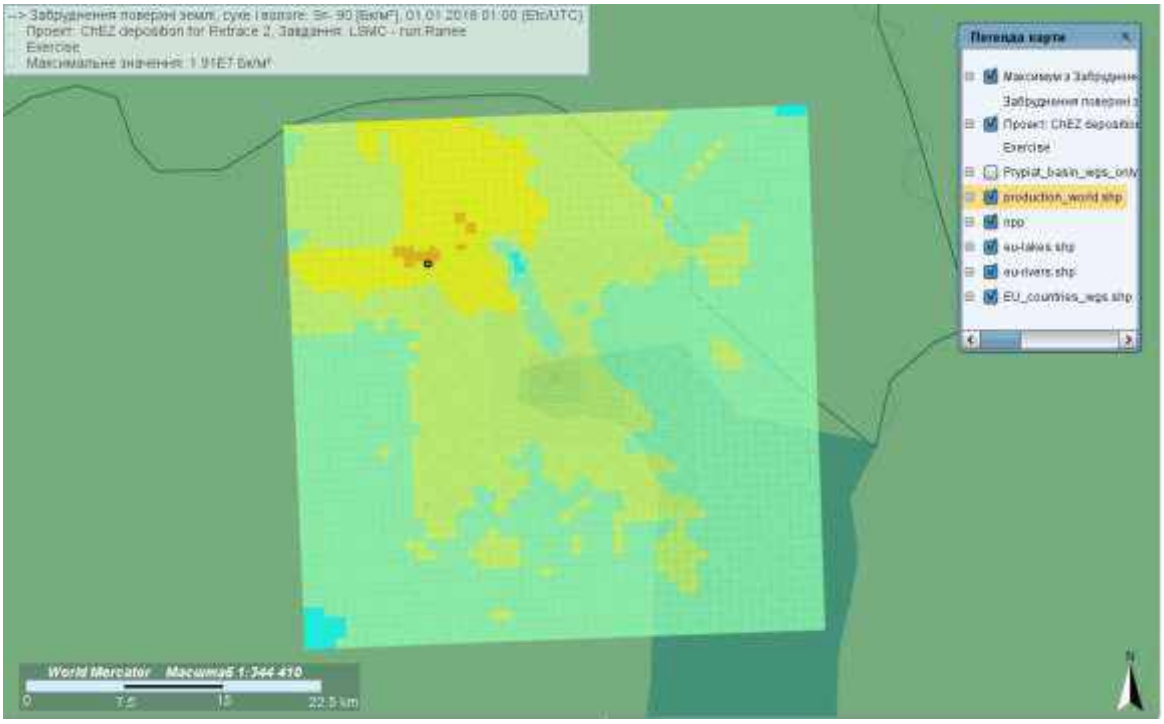


Рисунок 4.15 – Щільність забруднення нуклідом ^{90}Sr на території зони відчуження (кБк/м^2), інтерполяція даних вимірювання на сітку RETRACE.

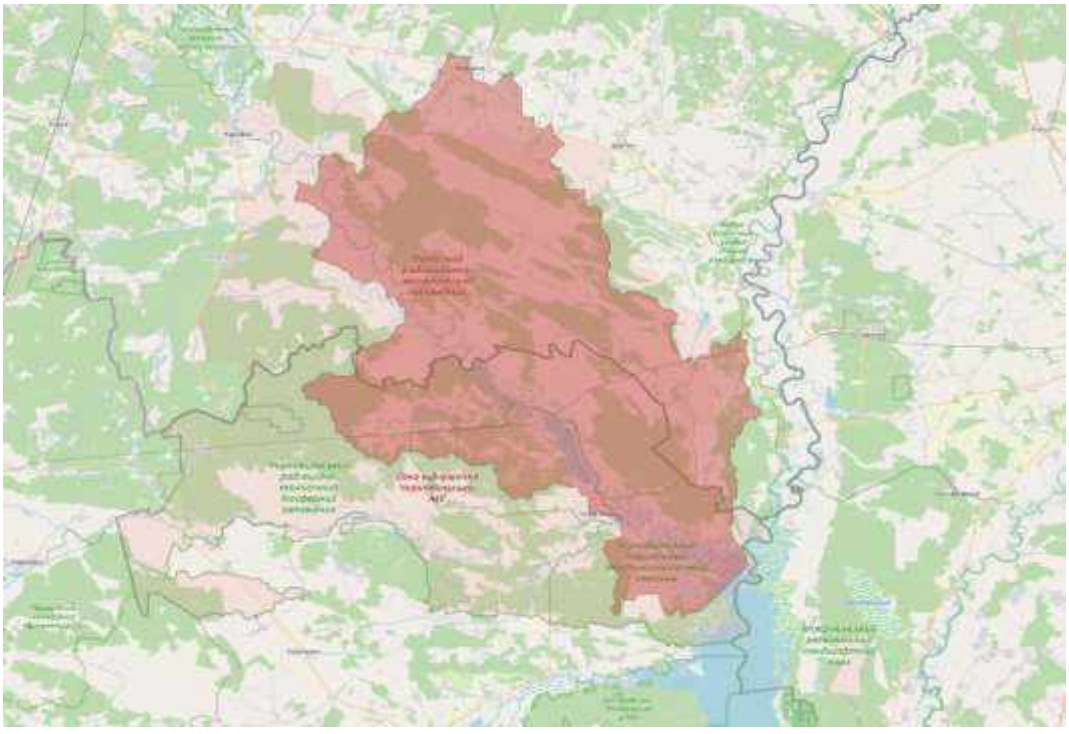


Рисунок 4.16 – ГІС-шейп водозбору р. Прип’ять.

Основний змив із водозбору Прип’яті відбувається під час двох основних явищ на території: весняного сніготанення та інтенсивних дощів. Модель

RETRACE дозволяє швидко розраховувати змив під час дощових явищ за умови, що часові ряди інтенсивності дощу відомі. У той же час оцінка змиву під час сніготанення є нетривіальною задачею, так як потребує знання про розподіл глибин снігового покриву, а також кількісних оцінок інтенсивності сніготанення в регіоні. Для розгляду цього явища на території водозбору Прип'яті при налаштуванні моделі RETRACE спираючись на відомі історичні дані щодо витрат в руслі Прип'яті було створено чотири сценарії сніготанення, що відповідають паводкам 50%, 25%, 10% та 1% забезпеченості. Для цього було створено часові ряди інтенсивності сніготанення (мм/день), що відбувається на території водозбору Прип'яті, які використовуються в якості вхідних даних замість часових рядів інтенсивності опадів.

При створенні сценаріїв було використано наступні припущення, що ґрунтуються на припущеннях самої моделі RETRACE:

1) Інтенсивність сніготанення по усьому водозбору вважається сталою.
2) Так як модель RETRACE не використовує часову затримку добігання з розрахункової комірки до русла, було використано припущення, що в кожний момент часу між різницею меженної та поточної витрати в Прип'яті та інтенсивністю сніготанення існує лінійний зв'язок.
3) Коефіцієнт зв'язку між витратою та інтенсивністю сніготанення *K* не залежить від відсотку забезпеченості весняного паводку.

В якості сценаріїв водності р. Прип'ять було використано дані, представлені в звіті за 2020 рік даного Проєкту. Для створення остаточних сценаріїв сніготанення необхідно визначити параметр *K*. Для цього було розглянуто спостереження р. Прип'ять за 2016-2020 роки, а саме виміряні значення витрати та концентрації ^{90}Sr у воді. В зазначений період потрапляє лише один паводок, що співпадає за відсотком забезпеченості з розглядуваними сценаріями водності – це паводок 2018 року, що співпадає із сценарієм водності паводку 50% із максимальною витратою 1300 м^3/с. Відповідна пікова концентрація ^{90}Sr, зафіксована в 2018 році, складає 290 Бк/м^3. Коефіцієнт *K* було визначено з припущення, що пікова концентрація в руслі Прип'ять для сценарію паводку 50%

забезпеченості повинна співпадати з цим історичним значенням. Для розрахунку концентрації в руслі результати моделювання RETRACE були передані в модель одновимірного переносу RIVTOX (детальніше про зв'язку моделей див. розділ 7 даного звіту). Провівши декілька розрахунків із різними значеннями коефіцієнту *K* було встановлено, що оптимальним значенням цього коефіцієнту є ~295.45, на основі чого були вирахувані часові ряди інтенсивності сніготанення для усіх чотирьох сценаріїв (рис. 4.17). Дані сценаріїв поставляються разом із СППР, описаною в розділі 7 даного звіту.

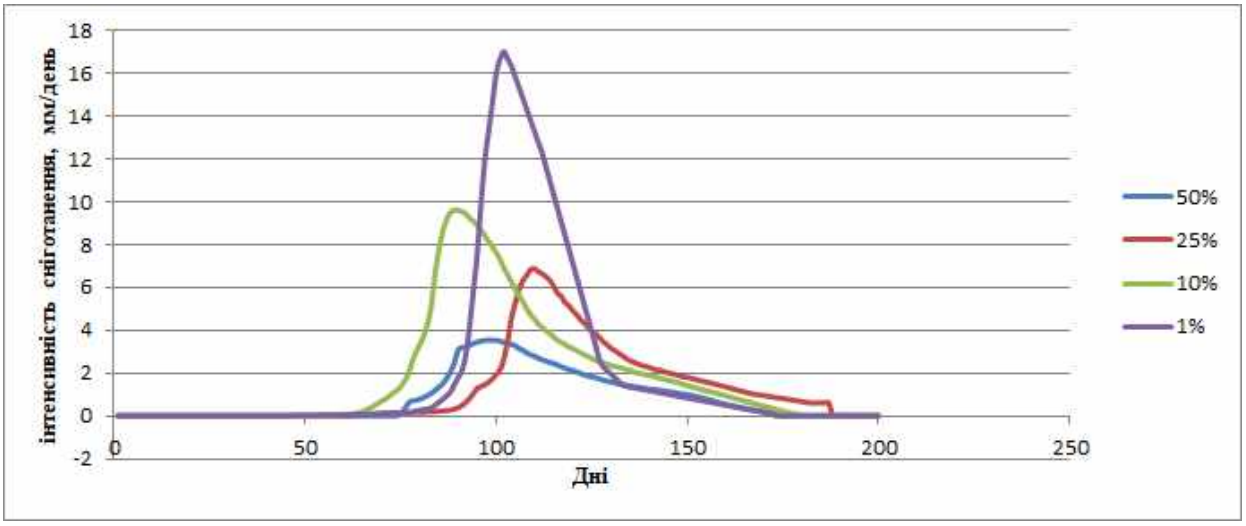


Рисунок 4.17 – інтенсивність сніготанення (мм/день) для сценаріїв різної забезпеченості.

За допомогою сценаріїв сніготанення було проведено розрахунки змивів та переносу нуклідів в руслі Прип'яті. На рис. 4.18 зображено результуючу концентрацію ^{90}Sr на витоку з Прип'яті для кожного з чотирьох сценаріїв.

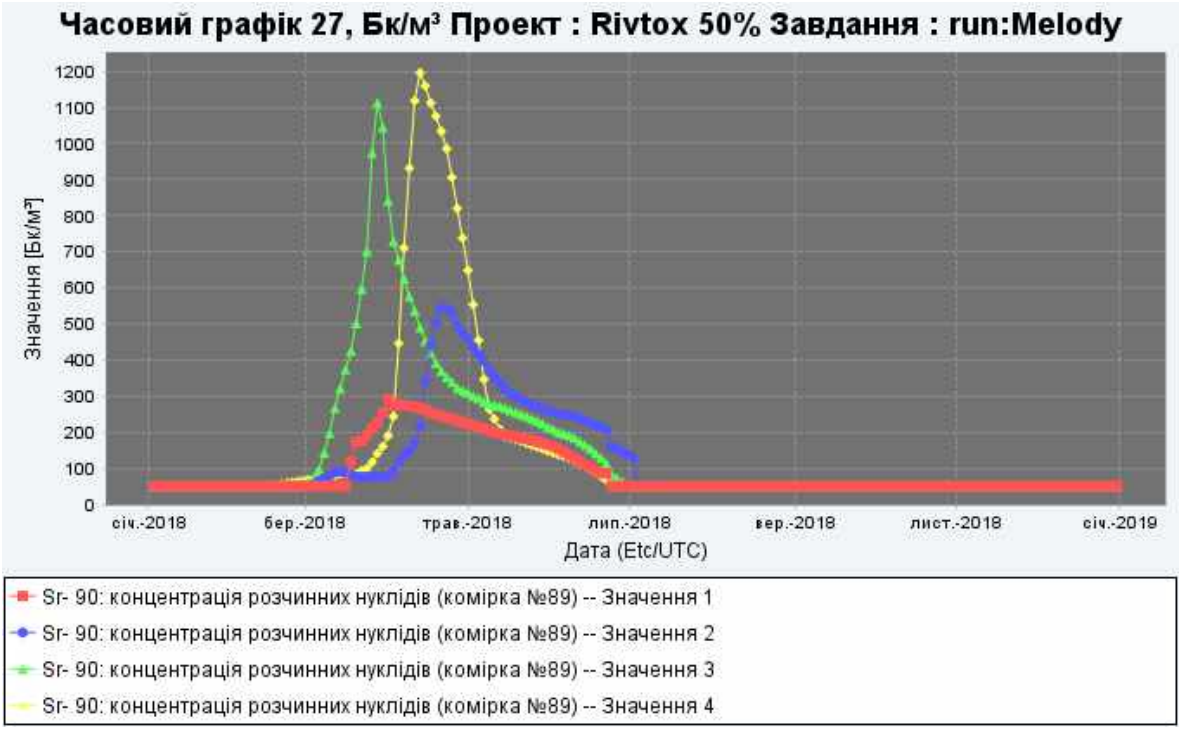


Рисунок 4.18 – концентрація ^{90}Sr у розчині (Бк/м^3) у гирлі Прип'яті для чотирьох сценаріїв: паводок 50% (червона крива), 25% (синя), 10% (зелена) та 1% (жовта) забезпеченості.

4.4 Висновки до розділу 4

1. Розроблена нова розподілена модель змиву радіонуклідів у розчини та радіонуклідів, які адсорбовані еродованими з водозборів частинками ґрунту (наносами), DHSVM-R. Її гідрологічний модуль та модуль транспорту наносів базуються на модифікованих відповідних модулях розподіленої моделі відкритого доступу DHSVM, розробленої в Pacific Northwest National Laboratory, США. До цього часу для моделювання змиву радіонуклідів з водозборів зони відчуження використовувались лише моделі, що описують змив радіонуклідів лише у розчині.

2. У зв'язку з відсутністю в зоні відчуження ЧАЕС експериментальних стокових майданчиків, на яких були б виміряні характеристики змиву радіонуклідів з водозборів з наносами (еродованими частинками ґрунту), модель

DHSVM-R тестувалась за даними вимірів на стокових майданчиках поблизу АЕС Фукусіма-1. Результати тестування моделі, продемонстрували, що розраховані об’єми стоку, загальна маса еродованих відкладів та загальна кількість ^{137}Cs, що вимивається на відкладах для більшості розглянутих періодів злив добре співпадають з виміряними відповідними характеристиками стоку та потоками наносів і ^{137}Cs.

3. В рамках проекту на основі зібраних історичних даних про витрати води та концентрації нуклідів в р. Прип’ять, а також даних щодо розподілу нуклідів в Чорнобильській зоні відчуження проведено налаштування моделі RETRACE для моделювання змиву нуклідів із водозбору р. Прип’ять. Проведені розрахунки свідчать про можливий підйом концентрації ^{90}Sr в руслі Прип’яті до рівня 1000 Бк/м^3 у випадку високих паводків.

РОЗДІЛ 5
Завершення налаштування моделей і реалізація сценаріїв радіоактивного забруднення Київського водосховища у результаті виносу радіонуклідів з р. Прип'ять під час повеней та внаслідок можливих робіт з днопоглиблення

У даному розділі описано завершення налаштування двовимірної моделі COASTOX для розрахунків переносу радіонуклідів у Київському водосховищі. Також описане налаштування камерної моделі POSEIDON-F, яка була розроблена на попередніх етапах Проєкту для водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС, до Київського водосховища. Дана модель призначена для розрахунку концентрації радіонуклідів в гідробіонтах водосховища та оцінки доз опромінення людини при їхньому споживанні. Обидві моделі входять в нову СППР з прогнозних розрахунків радіоактивного забруднення ВО ЧАЕС, р. Прип'ять і Київського водосховища у результаті високих повеней на Прип'яті, можливого руйнування захисних дамб біля ЧАЕС та можливого днопоглиблення, яка описана у 6-му розділі даного звіту.

5.1 Детальне моделювання переносу ^{137}Cs у Київському водосховищі при роботах з днопоглиблення за допомогою двовимірної моделі COASTOX

На попередніх етапах Проєкту в моделі COASTOX був розроблений новий алгоритм корекції потоків для рівнянь конвективної дифузії на трикутній сітці для підвищення порядку апроксимації схеми із збереженням властивостей монотонності рішення. Це дозволило підвищити точність результатів, отриманих методом чисельного розв'язку рівнянь моделі. Крім цього була побудована цифрова карта вмісту ^{137}Cs в донних відкладах Київського водосховища, необхідна для оцінок джерела радіоактивного забруднення при роботах з днопоглиблення, а також розроблений модуль вторинного забруднення водосховища в результаті

роботи земснаряду за рахунок скаламучення донних відкладів. На заключному етапі здійснювалося моделювання переносу ^{137}Cs у Київському водосховищі при роботах з днопоглиблення з використанням напрацювань попередніх етапів. Нижче представлені отримані результати.

Рівень навігаційного спрацювання для Київського водосховища становить 102 м. Для того, щоб Дніпро було судноплавним для суден класу «річка – море», глибина річки має бути не менше 3,6 м. Для виконання цієї умови необхідно провести днопоглиблювальні роботи в Київському водосховищі та р. Прип'ять.

У результаті роботи земснаряду відбувається розмив донних відкладів, частина з яких скаламучується і стає джерелом вторинного забруднення водного середовища. При цьому треба враховувати, що земснаряд не є стаціонарним джерелом, а має свій маршрут днопоглиблення. Тоді роботу земснаряду можна описати наступною системою рівнянь.

Зміна поверхні донних відкладів описується рівнянням

$$\rho_b(1-\phi)\frac{\partial \eta}{\partial t} = q_s - q_b - Q_s(t, x_d, y_d, u_d, v_d) \tag{5.1}$$

де ϕ – пористість ґрунту; ρ_b – щільність кістяка ґрунту; q_s і q_b – швидкості осадження й скаламучення відповідно; Q_s – кількість завісі, яка розмивається земснарядом з одного квадратного метра за одиницю часу (потужність земснаряду); x_d, y_d і u_d, v_d координати і швидкості земснаряду в момент часу t.

Перенос скаламучених земснарядом донних відкладів потоком рідини описується наступним конвективно-дифузійним рівнянням

$$\frac{\partial (hS)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i}(u_i hS) = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(hD_i \frac{\partial S}{\partial x_i} \right) - q_s + q_b + \gamma Q_s, \tag{5.2}$$

де S – концентрація зважених наносів; D_i – коефіцієнт горизонтальної дисперсії; γ – частка розмитих донних відкладів, яка скаламучується земснарядом.

Рівняння транспорту радіонуклідів у розчинній формі й на зважених наносах є адвективно-дифузійним рівняннями із джерелом, що описує фізико-хімічні трансформації радіонуклідів у розчинній формі й на зважених наносах, а також процеси скаламучення й осадження

$$\frac{\partial(hC)}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x_i}(u_i hC)=\frac{\partial}{\partial x_i}\left(hD_i\frac{\partial C}{\partial x_i}\right)-\lambda hC-a_s hS\left(\frac{k_d^s}{\rho}C-C_s\right)-$$

$$-(1-\phi)Z_* a_b\left(k_d^b\frac{\rho_b}{\rho}C-C_b\right)+\frac{\delta\gamma}{\rho_b}Q_s C_b \qquad (5.3)$$

$$\frac{\partial(hSC_s)}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x_i}(u_i hSC_s)=\frac{\partial}{\partial x_i}\left(hD_i\frac{\partial SC_s}{\partial x_i}\right)-\lambda hSC_s+a_s hS\left(\frac{k_d^s}{\rho}C-C_s\right)+$$

$$+\frac{1}{\rho_b}q_b C_b-q_s C_s+\frac{1-\delta}{\rho_b}\gamma Q_s C_b \qquad (5.4)$$

де C – об'ємна активність радіонуклідів у розчинній формі; C_s – активність радіонуклідів на зважених наносах; C_b – об'ємна активність радіонуклідів у верхньому ґрунтовому шарі; Z_* – товщина верхнього активного ґрунтового шару; λ – константа радіоактивного напіврозпаду; $k_d{}^s$ і $k_d{}^b$ – коефіцієнти розподілу в системі «вода – завислі наноси» і «вода – верхній шар ґрунту», а a_s і a_b – відповідно швидкості обміну для цих систем; δ – частка обмінної форми в активності скаламучених наносів.

Забруднення верхнього шару дна описується рівнянням

$$\frac{\partial}{\partial t}(Z_* C_b)=a_b Z_*\left(k_d^b\frac{\rho_b}{\rho}C-C_b\right)-\lambda Z_* C_b-\frac{1}{1-\phi}\left\{\frac{1}{\rho_b}q_b C_b-q_s C_s\right\}-\frac{1}{\rho_b}Q_s C_b \qquad (5.5)$$

Рівняння руху земснаряду мають вигляд

$$\frac{dx_d}{dt} = u_d(t, x_d, y_d) \tag{5.6}$$

$$\frac{dy_d}{dt} = v_d(t, x_d, y_d) \tag{5.7}$$

Промоделюємо можливе днопоглиблення судноплавного каналу в Київському водосховищі для гідрологічних умов весняного паводку 1999 року, який був найвищим за останній час. Це означає, що граничні витрати води та концентрація суспензії покладаються рівними витратам води та концентраціям суспензії у р. Прип'ять та р. Дніпро у 1999 році. Багаторічні дослідження, проведені УкрГМІ, показали, що гранулометричний склад завислих наносів залежить від швидкості течії води. Так під час весняного паводку характерний діаметр частинок, що переносяться потоком води, d_{50} = 0,5 мм, а в межевий період d_{50} = 0,07 мм.

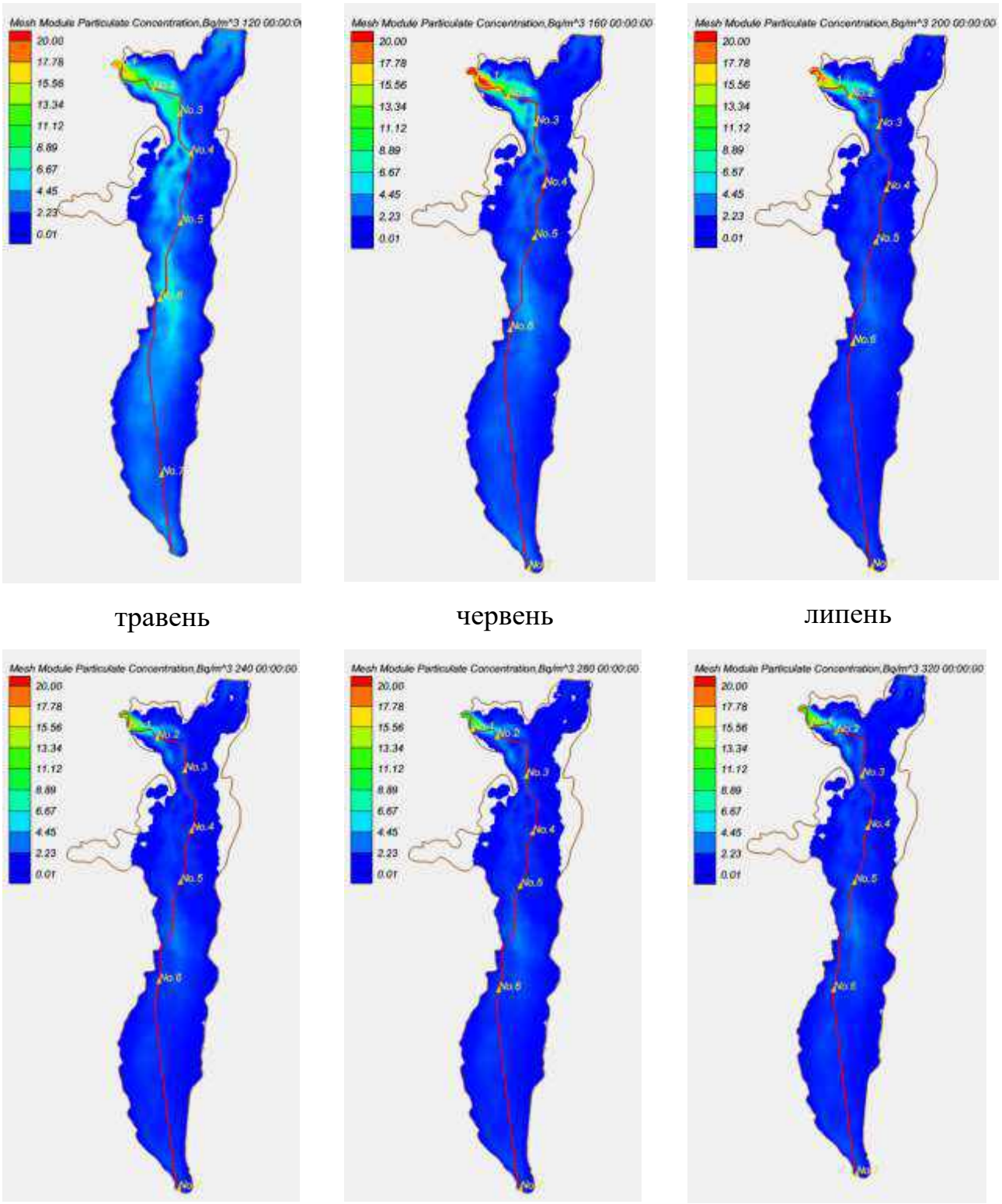
Будемо припускати, що в днопоглиблювальних роботах з травня по грудень задіяні 7 земснарядів з продуктивністю 1300 м^3/год кожен. Вони повинні поглибити сучасний судноплавний канал на глибину 4,5 м до позначки дна не вище 97,5 м та ширини 100 м. Нехай втрати земснарядів складають 10%, тобто 10% розмитого ґрунту переходить у суспензію. Згідно з дослідженнями УкрГМІ (див. заключний звіт Субвиконавця), обмінна форма радіонуклідів в донних відкладах не перевищує 5%. У розрахунках концентрація ^{137}Cs на зважених наносах у р. Прип'ять та р. Дніпро належала рівної 18,0 Бк/м^3 та 3,0 Бк/м^3, відповідно, а у воді – 15,0 Бк/м^3 та 7,5 Бк/м^3. Коефіцієнти розподілу у системі «вода – зважені наноси» та «вода – дно» вибиралися рівними 150000 л/кг та 25000 л/кг, відповідно.

На рис. 5.1 показано початкове положення земснарядів і червоною лінією позначений канал для днопоглиблення. Концентрації ^{137}Cs на зважених наносах і у воді в різні моменти часу показані на рис. 5.1 – 5.2. Видно, що концентрації забруднення у травні-червні, під час заключної фази проходження весняної повені,

дещо вищі у порівнянні з іншими періодами часу. Також видно, що концентрації за рахунок виносу радіонуклідів з р. Прип’ять, перевищують концентрації від скаламучення донних відкладів при днопоглибленні у водосховищі.

На шляху від північної до південної частини водосховища швидкості течій, як правило знижуються, що призводить до осідання радіоактивно забруднених частинок на дно. Тому біля греблі Київської ГЕС концентрації забруднення нижчі, ніж в центральній і північній частинах водосховища. Отже, результати моделювання показують, що внаслідок робіт з днопоглиблення у Київському водосховищі очікується лише незначне локальне підвищення концентрацій ^{137}Cs у воді та на зважених наносах.

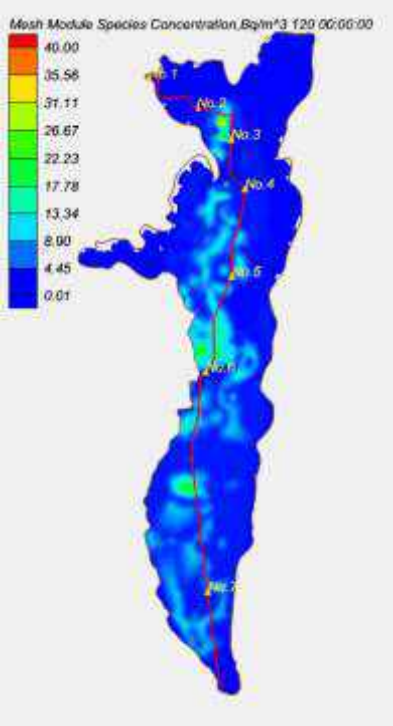
Варто відмітити, що отримані результати носять попередній характер, оскільки ширина судноплавного каналу набагато менша за розміри розрахункової сітки, внаслідок чого відбувається згладжування результатів моделювання. Для отримання точніших оцінок забруднення необхідно знати характеристики земснарядів, які планується використовувати, параметри днопоглиблення та врахувати параметри судноплавного каналу при побудові розрахункової сітки в моделі.



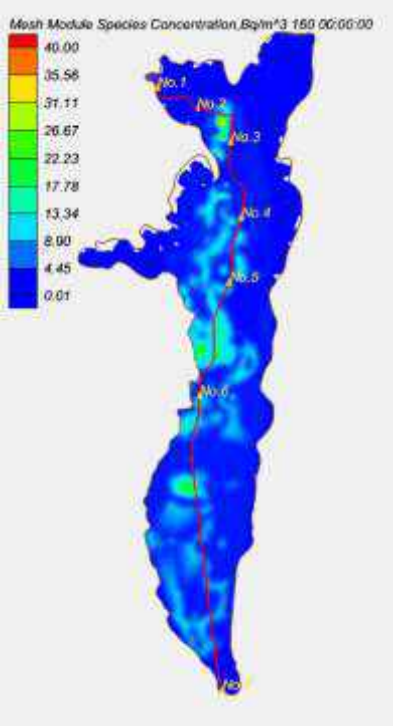
травень червень липень

серпень жовтень листопад

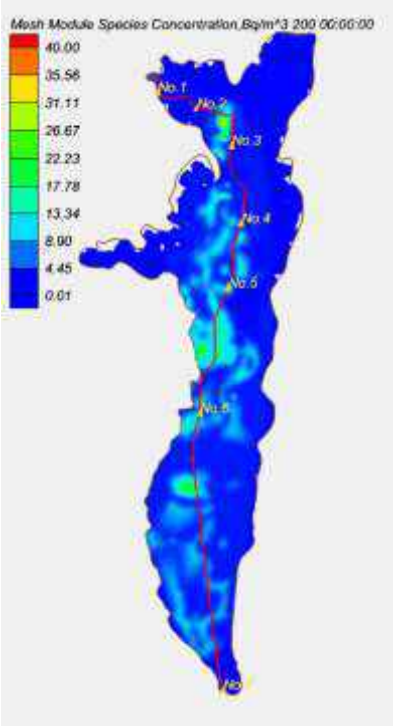
Рисунок 5.1 – Концентрація ^{137}Cs на зважених наносах в різні моменти часу. Червоною лінією показана вісь каналу для днопоглиблювальних робіт.



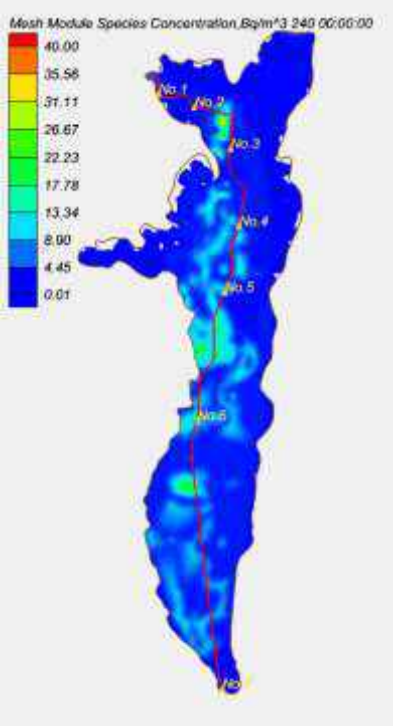
травень



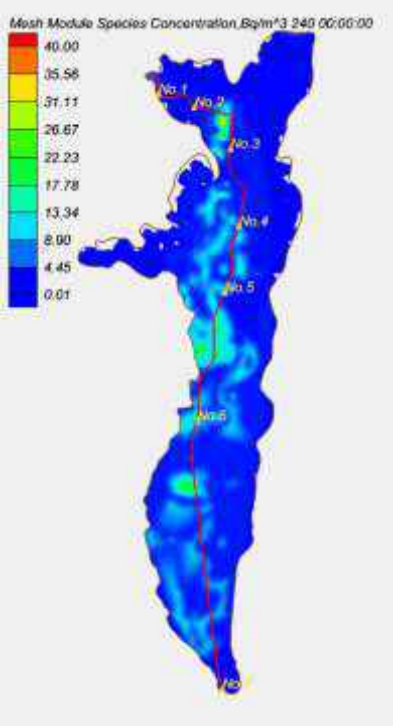
червень



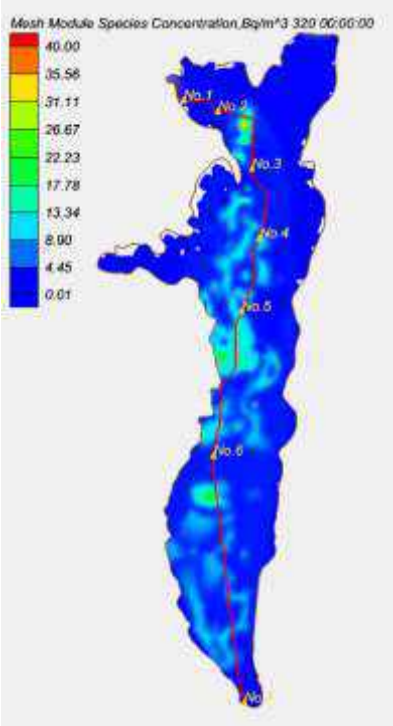
листопад



серпень



жовтень



листопад

Рисунок 5.2 – Концентрація ^{137}Cs у воді в різні моменти часу. Червоною лінією показана вісь каналу для днопоглиблювальних робіт.

5.2 Адаптація камерної моделі POSEIDON-F до Київського водосховища та результати тестових розрахунків

На попередньому етапі Проєкту на основі камерної моделі POSEIDON-R [60] була розроблена модель POSEIDON-F із врахуванням особливостей прісноводного середовища, яка була адаптована до водойми-охолоджувача ЧАЕС. У даному розділі ця модель застосовується для розрахунку концентрації радіонуклідів у гідробіонтах Київського водосховища (КВ) та оцінки доз опромінення людини при їхньому споживанні. З цією метою для КВ була побудована нова система камер (рис. 5.3). Вона характеризується структурою, яка здатна відтворювати циркуляцію у водосховищі, а також давати різну концентрацію забруднення в його різних частинах. Середня глибина і об'єм кожної камери розраховувалися на основі даних про розподіл глибин у КВ (див. рис. 6.5 у звіті за попередній етап Проєкту). Обмін водою між камерами визначався у результаті усереднення течій, розрахованих тривимірною моделлю THREETOX (див. розділ 6.3 у звіті за попередній етап Проєкту).

Метою першого етапу тестових розрахунків було отримати концентрацію ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді і в рибі станом на 2020 рік, яка б відповідала даним вимірювань, здійсненим в рамках даного Проєкту. Зокрема, дані вимірювань концентрації радіонуклідів у воді КВ представлені в заключному звіті Субвиконавця, дані вимірювань концентрації радіонуклідів у різних видах риби в 2020 році представлені у розділі 2 даного звіту. На другому етапі тестових розрахунків здійснювались оцінки змін концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді і в рибі за рахунок додаткового виносу радіонуклідів річкою Прип'ять при високих повенях (див. розділ 4 даного звіту), а також при потенційних роботах з днопоглиблення у водосховищі. Також проведені розрахунки доз опромінення людини при споживанні риби з КВ для кожного сценарного розрахунку.

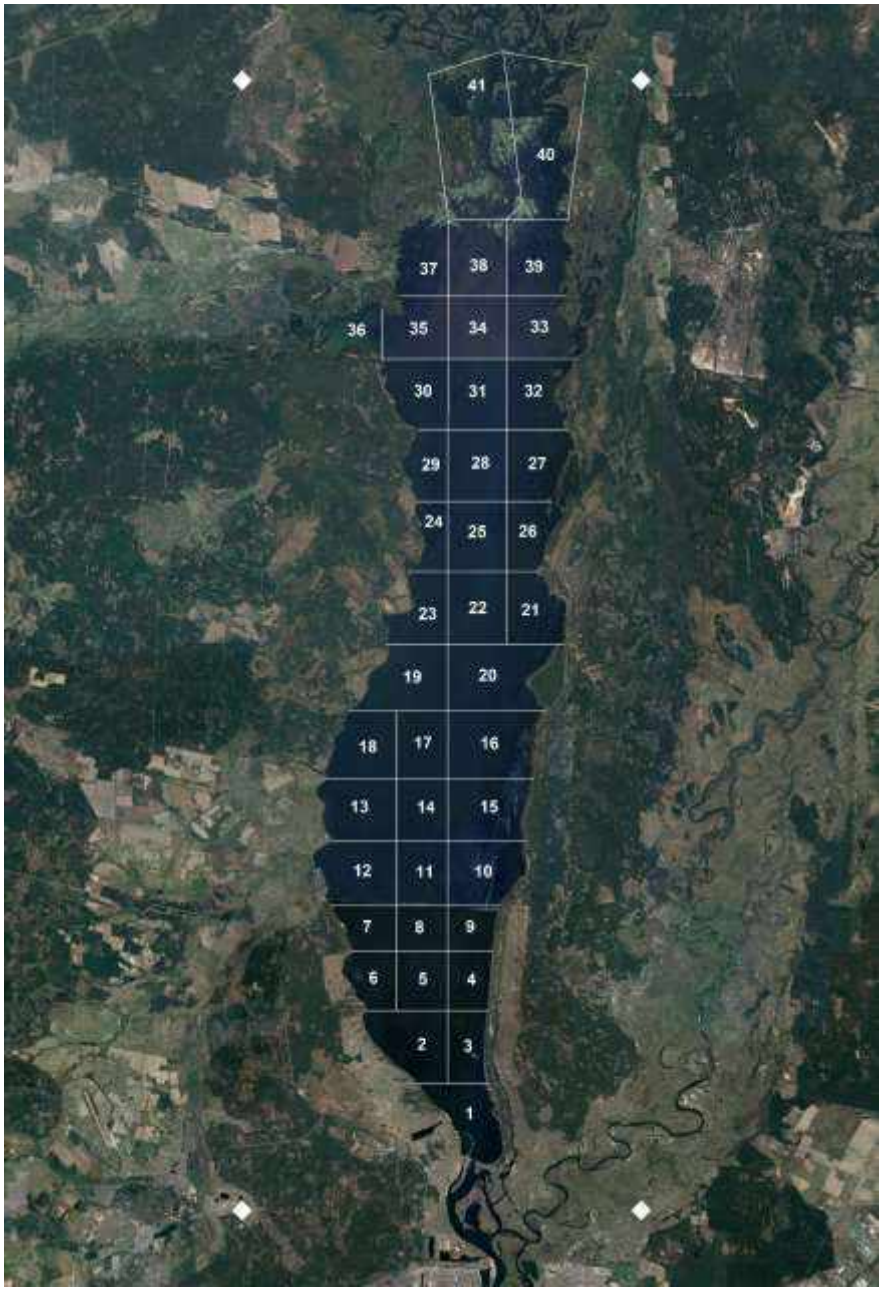


Рисунок 5.3 – Система камер Київського водосховища для моделі POSEIDON-F.

5.2.1 Моделювання забруднення Київського водосховища цезієм (^{137}Cs) і стронцієм (^{90}Sr) станом на 2020 рік

У моделі POSEIDON-F як джерело радіонуклідів задавався винос ^{137}Cs і ^{90}Sr з р. Прип’ять за період 1987 – 2020 рр. (див. рис. 3.4 звіту Субвиконавця за 2020

рік). Для ^{137}Cs величина виносу становила 14 ТБк у 1986 році, вона досить швидко зменшилася до 4 ТБк у 1993 – 1994 рр., а потім поступово зменшувалася до 0,5 ТБк станом на 2006 р., після чого зміни були незначними. Для ^{90}Sr величина виносу суттєво залежала від величини річкового стоку кожного року і коливалася від 5 ТБк до 16 ТБк протягом 1986 – 1994 років, від 3 ТБк до 10 ТБк протягом 1995 – 2001 рр. і від 0,5 ТБк до 4 ТБк, починаючи з 2002 р.

У результаті, отримані концентрації кожного радіонукліду у воді порівнювалися з даними вимірювань для різних камер КВ (табл. 5.1). З таблиці видно, що модель правильно відтворює абсолютні значення та існуючий градієнт концентрацій, тобто поступове зменшення концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr з півночі на південь.

Таблиця 5.1 – Порівняння розрахованих концентрацій ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді (Бк/м^3) з відповідними вимірами в різних камерах КВ.

Номер камери в моделі (положення вимірів* 2020/2021)	^{137}Cs		^{90}Sr	
	Розрахунок	Виміри 2020 р./2021 р.	Розрахунок	Виміри 2021 р.
38 (St.3/St. 4)	9,07	8,5/6,28	65	71
31 (St.5/St. 6)	7,87	7,9/8,45	57	67
14 (St.7/St. 8)	6,57	7,1/6,65	50	71
1 (St.8/St. 9)	6,27	6,6/6,81	49	29

* Номер станції забору проб води (карта станцій зображена на рис. 1.12, дані вимірювань – табл. 1.8, 1.9 звіту Субвиконавця за перший етап 2021 року).

Згідно з даними вимірювань, представленими в розділі 2.2 даного звіту, у КВ не спостерігається чіткої залежності концентрації радіонуклідів у рибі від географічного положення відібраних зразків. Значення концентрацій ^{137}Cs в організмі риб, виловлених у жовтні 2020 р., були зареєстровані у діапазоні величин від 4,0 Бк/кг (краснопірка, півострів Домантов) до 20,1 Бк/кг (судак, район

с. Глібівка). З іншого боку, існує залежність від положення організму в трофічному ланцюжку живлення. Зокрема, середня концентрація ^{137}Cs в організмі мирних видів становила 10,3±3,8 Бк/кг, в організмі хижаків – 15,5±4,7 Бк/кг.

Середні значення концентрації ^{90}Sr в організмі риб, що були виловлені на різних ділянках Київського водосховища, зареєстровані у діапазоні величин від 2,2±0,7 Бк/кг (окунь) до 16±4 Бк/кг (краснопірка). Середня концентрація ^{90}Sr в організмі риб мирних видів становила 7,9±3,5 Бк/кг, в організмі хижих видів – 4,7±0,7 Бк/кг.

Результати моделювання для різних типів риби, які розглядаються в моделі, представлені в табл. 5.2. Видно, що загалом розраховані концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у рибі знаходяться у діапазоні значень, близькому до виміряних. Можна відмітити, що концентрація ^{137}Cs у рибі, до раціону якої входять придонні організми, дещо вища у порівнянні з пелагічною рибою. Для ^{90}Sr такої залежності не спостерігається. Це пояснюється більшою здатністю цезію адсорбуватися донними відкладами, таким чином формуючи додаткове джерело забруднення для організмів з донного ланцюжка живлення [61]. Також бачимо, що як за результатами вимірювань, так і за результатами розрахунків ^{137}Cs накопичується у трофічному ланцюжку живлення, тоді як концентрація ^{90}Sr знижується з підвищенням трофічного рівня. Це узгоджується з існуючими дослідженнями [62-64].

Таблиця 5.2 – Розраховані концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у різних типах риби (Бк/кг) в КВ.

Тип риби в моделі	^{137}Cs	^{90}Sr
Нехижа пелагічна риба	4,8-6,8	5,1-9,1
Нехижа придонна риба	7,3-13,5	1,1-2,1
Хижа пелагічна риба	10,1-18,3	4,0-7,1
Хижа придонна риба	8,9-16,3	2,4-4,4
Хижа прибережна (всеїдна) риба	10,9-19,8	3,0-5,3

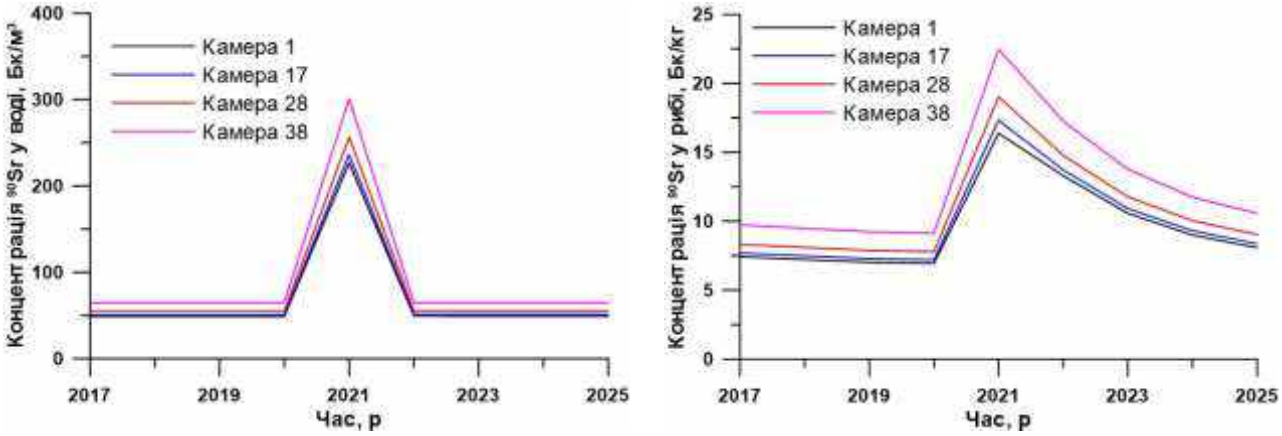
5.2.2 Сценарії вторинного радіоактивного забруднення Київського водосховища

При високих повенях на р. Прип’ять є ймовірність руйнування захисних дамб і затоплення заплави, суттєво забрудненої радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС. Сценарії таких затоплень при повенях різної забезпеченості розглянуті в розділі 4 даного звіту. Змиті з заплави радіонукліди спричинять вторинне забруднення Київського водосховища, в яке впадає Прип’ять. Оскільки ^{137}Cs знаходиться переважно в необмінних формах, дуже незначна його частина здатна переходити в розчин і переноситися потоком води під час повені. Тому основним радіонуклідом, який може спричинити підвищення радіоактивного забруднення КВ у результаті високих повеней на р. Прип’ять, є ^{90}Sr.

За результатами моделювання, описаного в розділі 4, у Київське водосховище додатково потрапить 5,5 ТБк ^{90}Sr при повені 10% забезпеченості, 3,4 ТБк при повені 25% забезпеченості і 2,5 ТБк при повені 35% забезпеченості. Моделювання переносу ^{90}Sr у КВ, його засвоєння рибою та оцінка дози опромінення людини здійснювалося моделлю POSEIDON-F для сценарію повені 10% забезпеченості, що відповідає максимальному притоку ^{90}Sr у водосховище у порівнянні з іншими розглянутими сценаріями. При цьому в розрахунках враховувався фоновий рівень забруднення, описаний у попередньому пункті даного розділу.

Застосування моделі POSEIDON-F для сценарію витоку ^{90}Sr з р. Прип’ять при повені 10% забезпеченості та у випадку руйнування захисних дамб показує, що концентрація ^{90}Sr у воді КВ може піднятися до 301 Бк/м^3 у північній частині водосховища та до 227 Бк/м^3 у його південній частині (рис. 5.4а). При цьому концентрація ^{90}Sr у рибі становитиме 15 – 22 Бк/кг. Важливо відмітити, що перевищення фонової концентрації радіонукліду в рибі спостерігатиметься ще кілька років після повені (рис. 5.4б), хоча загалом рівень забруднення є нижчим гранично допустимої концентрації, яка згідно “Допустимих рівнів вмісту

радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді" (ДР-97) становить 35 Бк/кг для концентрації ^{90}Sr у свіжій рибі). При повенях без руйнування захисних дамб на заплаві р. Прип'ять підвищення концентрації ^{90}Sr у КВ буде значно меншим.



(а) (б)

Рисунок 5.4 – Зміна концентрації ^{90}Sr у воді (а) і в нехижій пелагічній рибі (б) у різних частинах Київського водосховища в результаті високої повені на р. Прип'ять при умові руйнування захисних дамб.

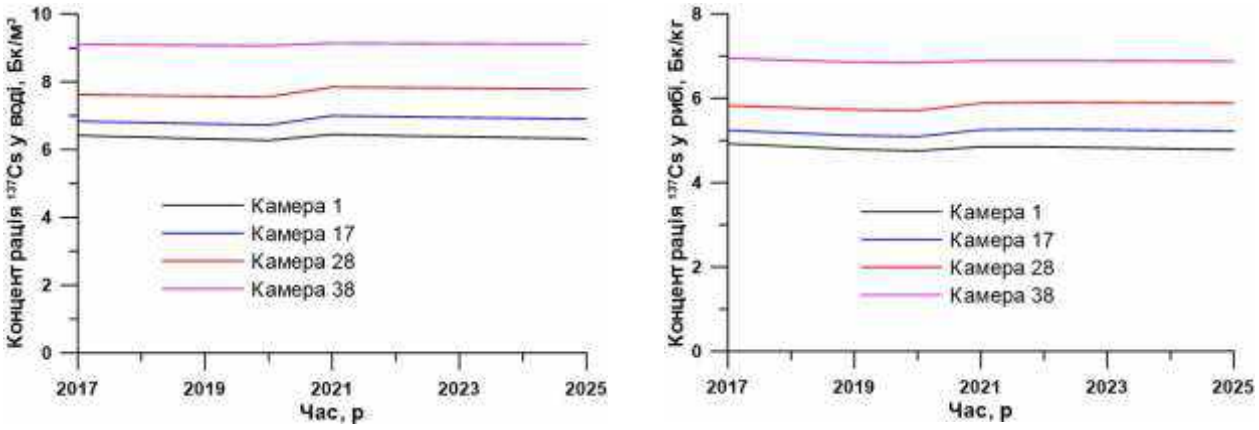
Ще одним джерелом вторинного забруднення КВ може бути ресуспензія радіонуклідів з донних відкладів при імовірних роботах з днопоглиблення в рамках прокладання транспортного коридору Е-40, що з'єднає Балтійське море з Чорним, чи будь-яких інших навігаційних шляхів. За оцінками, здійсненими в даному розділі з використанням моделі COASTOX, днопоглиблення в різних частинах водосховища призведе до різної кількості радіонуклідів, що потраплять у воду (табл. 5.3). При моделюванні переносу радіонуклідів у водному середовищі потрібно враховувати, що значна кількість радіонуклідів, адсорбованих донними відкладами знаходяться в необмінних формах і не можуть перейти в розчин. Як було відзначено в розділі 6.2 звіту про виконання даного Проєкту у 2020 році, лише близько 1% ^{137}Cs і до 4% ^{90}Sr можуть переходити в розчин і переноситись у водному середовищі на великі віддалі. Оскільки запас ^{90}Sr у донних відкладах КВ загалом на порядок менший, ніж запас ^{137}Cs [65], при моделюванні буде враховуватись

лише внесок ^{137}Cs в підвищення радіоактивного забруднення КВ при днопоглибленні.

Таблиця 5.3 – Оцінка активності ^{137}Cs, яка буде піднята з дна КВ при днопоглибленні в різних його частинах, та джерело ^{137}Cs, яке використовувалось в моделюванні з урахуванням частки водорозчинних форм.

Камера згідно рис. 5.11	Піднята з дна активність ^{137}Cs, ГБк	Джерело ^{137}Cs в моделі, ГБк
17	179	1,79
28	386	3,86
41	196	1,96

Для розрахунку підвищення радіоактивного забруднення КВ при днопоглибленні використовувалась модель POSEIDON-F, в якій фоновий сценарій, описаний у попередньому пункті даного розділу, був доповнений джерелом ^{137}Cs з табл. 5.3. При цьому враховувалось постійне одночасне днопоглиблення на трьох описаних у таблиці ділянках. За результатами моделювання підвищення концентрації ^{137}Cs у воді і в рибі при днопоглибленні не перевищить 4% у порівнянні з фоновою концентрацією (рис. 5.5).



(а) (б)

Рисунок 5.5 – Зміна концентрації ^{137}Cs у воді (а) і в нехижій пелагічній рибі (б) у різних частинах Київського водосховища внаслідок днопоглиблення.

5.2.3 Розрахунок доз опромінення людини при споживанні риби з Київського водосховища

В моделі POSEIDON-F на основі отриманих концентрацій радіонуклідів у водних організмах є можливість розрахувати індивідуальні та колективні дози опромінення людини від їхнього споживання. Для КВ при оцінках доз опромінення враховувалося лише споживання риби, що пов’язано з відсутністю даних щодо вилову інших організмів у водосховищі. Для знаходження індивідуальних доз опромінення необхідно володіти інформацією про середнє споживання риби з водосховища жителями населених пунктів на його берегах. Але більша частина риби, виловленої у водосховищі, поступає на ринки Києва та інших міст України. Тому в роботі знаходилася колективна доза опромінення населення від споживання всієї риби, виловленої в КВ, незалежно від місця проживання кожної окремої особи. Це дозволяє оцінити інтегральний вплив виносу радіонуклідів з р. Прип’ять при високих повенях та робіт з днопоглиблення у водосховищі на збільшення колективної дози.

Колективна доза опромінення відповідає сумарній дозі, отриманій групою людей. Вона найчастіше оцінюється для населення певної країни, регіону чи населеного пункту. Як правило, визначення величини колективної дози є інструментом оптимізації і використовується для порівняння радіологічних технологій та процедур захисту населення [66]. При низьких дозах опромінення не рекомендується пов’язувати величину колективної дози зі зростанням статистичних показників погіршення здоров’я людини, у тому числі зі збільшенням ризику захворювання онкологічними хворобами, виникнення генетичних мутацій та ін. В моделі POSEIDON-F колективна доза від споживання риби *EC* для кожного радіонукліда розраховується як

$$EC = DC_{ing} f \sum_{k=1}^{39} \left(\sum\nolimits_{f=1}^{5} IC_{f,k} H_{f,k} \right), \qquad (5.8)$$

де DC_{ing} – дозовий коефіцієнт від споживання водних організмів [67], f – ваговий коефіцієнт, який пов'язаний з неїстівними частинами риби (зокрема, $f = 0{,}5$ для ^{90}Sr, оскільки значна його частина накопичується в кістках, $f = 1$ для ^{137}Cs, тому що він накопичується переважно в м'язовій тканині), $H_{f,k}$ – величина річного вилову риби типу f (в моделі розглядається 5 типів риби – хижа і нехижа пелагічна риба, придонна риба, донні і прибережні хижаки) в камері k (всього в КВ розглядається 39 камер, як це показано на рис. 5.3), $IC_{f,k}$ – інтегрована за рік концентрація радіонукліда (сума концентрацій, помножених на проміжки часу, протягом яких ці концентрації були постійними, в межах даного року) в рибі типу f в камері k.

Величина вилову риби у КВ для розрахунку колективної дози бралася з прогнозних значень використання біоресурсів у 2021 році Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України [68]. Загальна кількість виловленої риби, яка становить 1100 тон, рівномірно розподілялась між 39 камерами. При цьому частка кожного типу риби, що розглядаються в моделі, встановлювалась згідно з характеристиками видів, приведених у [68]. Зокрема, на нехижу пелагічну рибу припадає 30%, на хижу пелагічну рибу – 20%, на придонну нехижу і хижу рибу – по 20%, на прибережних хижаків – 10%.

Розраховані колективні дози опромінення населення від споживання риби, виловленої в КВ, для фонового сценарію, а також для сценаріїв з додатковим виносом радіонуклідів з р. Прип'ять при високих повенях та при роботах з днопоглиблення у водосховищі представлені у табл. 5.4. Видно, що у результаті високої повені на р. Прип'ять з одночасним руйнуванням захисних дамб у зоні відчуження підвищення колективної дози, отриманої населенням від споживання всієї риби, виловленої у КВ, складе 74% у порівнянні з фоновим сценарієм. Варто відмітити, що це максимально можливе підвищення колективної дози. У всіх випадках, при яких не буде руйнування захисних дамб, підвищення дози буде значно меншим. У випадку днопоглиблення підвищення колективної дози знаходиться на рівні статистичних відхилень результатів моделювання.

Таблиця 5.4 – Розраховані колективні дози опромінення населення від споживання риби, виловленої в КВ за 1 рік, для ^{137}Cs і ^{90}Sr, люд·Зв.

Сценарний розрахунок	Доза від ^{137}Cs	Доза від ^{90}Sr
Фоновий	0,175	0,525
Висока повінь на р. Прип’ять	- *	0,913
Днопоглиблення у КВ	0,176	- *

* Розрахунки не проводилися через те, що очікується незначне (значно менше у порівнянні з іншим радіонуклідом) перевищення фонових значень.

Згідно з [69], значення колективної дози на рівні 0,5 – 1,0 люд·Зв відповідає колективній дозі, отриманій населенням внаслідок потрапляння радіоактивних матеріалів у навколишнє середовище при нормальній роботі одного блоку АЕС.

5.3 Висновки до розділу 5

1. В двовимірній моделі COASTOX розроблений модуль для опису процесу днопоглиблення за допомогою земснарядів і витоків забруднювача з об'єктів, що рухаються (наприклад, витоку з рухомих барж).

2. Виконано попередній аналіз впливу днопоглиблювальних робіт на вторинне забруднення Київського водосховища. Для розглянутих сценаріїв днопоглиблення продемонстровано, що за рахунок порушення верхнього шару донних відкладів водосховища можуть мати місце лише незначні локальні підвищення концентрації радіонуклідів в місцях днопоглиблення, що не може негативно вплинути на радіаційну безпеку водокористування населенням.

3. Здійснено налаштування камерної моделі POSEIDON-F на Київське водосховище для оцінок потенційного радіоактивного забруднення водного середовища у результаті виносу радіонуклідів з р. Прип’ять при високих повенях

та можливих роботах з днопоглиблення. Здійснено моделювання переносу радіонуклідів у водосховищі та їхнього засвоєння гідробіонтами для сценаріїв з щорічним фоновим виносом ^{137}Cs і ^{90}Sr з р. Прип'ять. Отримані концентрації даних радіонуклідів у воді і різних типах риби узгоджуються з даними вимірювань, здійснених в 2020-2021 рр. у ході виконання даного Проєкту.

4. За допомогою моделі POSEIDON-F показано, що при високих повенях з одночасним руйнуванням захисних дамб на заплаві р. Прип'ять може спостерігатися деяке підвищення концентрації ^{90}Sr у воді і в рибі у всьому водосховищі, хоча загалом рівень забруднення є нижчим гранично допустимої концентрації, згідно "Допустимих рівнів вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді" (ДР-97).

5. Згідно з результатами розрахунків, у результаті високої повені на р. Прип'ять з одночасним руйнуванням захисних дамб у зоні відчуження підвищення колективної дози, отриманої населенням від споживання риби, складе 74% у порівнянні з фоновим сценарієм. При цьому величина колективної дози за рахунок споживання всієї риби, виловленої у КВ, відповідає колективній дозі, отриманій населенням внаслідок потрапляння радіоактивних матеріалів у навколишнє середовище при нормальній роботі одного блоку АЕС. У всіх випадках, при яких не буде руйнування захисних дамб, підвищення дози буде значно меншим. У випадку днопоглиблення підвищення колективної дози знаходиться на рівні статистичних відхилень результатів моделювання.

РОЗДІЛ 6

Розроблена СППР з прогнозних розрахунків радіоактивного забруднення водойми-охолоджувача ЧАЕС, р. Прип'ять і Київського водосховища

В рамках Проєкту було розроблено СППР для прогнозування процесів забруднення Прип'яті та Київського водосховища під час весняних повеней та гіпотетичних сценаріїв руйнування дамби на заплаві Прип'яті, забруднення через днопоглиблювальні роботи у водосховищі тощо. СППР складається з компонентів, що містять математичні моделі, які розроблялися і вдосконалювалися протягом всього Проєкту:

1) Графічний модуль-обгортка для моделі COASTOX, що відповідає за моделювання сценаріїв прориву дамби на території пойми Прип'яті та детального двовимірного моделювання Київського Водосховища.
2) Графічний модуль-обгортка для моделі RETRACE, що відповідає за моделювання процесів змиву радіонуклідів з водозбору р. Прип'ять під час дощів та сніготанення.
3) Графічний модуль-обгортка для моделі RIVTOX, що відповідає за моделювання процесів переносу радіонуклідів в руслі Прип'яті.
4) Графічний модуль-обгортка для моделі POSEIDON-F, що відповідає за розрахунок концентрації радіонуклідів у водних організмах та оцінку накопичених доз, пов'язаних із виловом риби в Київському водосховищі, а також за моделювання розподілу концентрацій у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС.

Усі компоненти виконані на основі технології розподіленого об'єкта-обгортки, викладеної звіті за попередній етап Проєкту, та інтегровані в єдиному графічному середовищі. Розроблена СППР передбачає роботу моделей в режимі ланцюжка – результат кожної моделі передається в наступну в якості межових або початкових умов. Це дозволяє розглядати можливі явища, які можуть призводити до підйому концентрації нуклідів в Київському водосховищі, у комплексі або окремо. Від цього вибору залежить форма ланцюжка моделей, які будуть

використані для розгляду відповідних явищ. В найбільш загальному вигляді, що дозволяє моделювати усі доступні явища, ланцюжок моделей виглядає наступним чином:

- Перший етап: COASTOX (пойма Прип'яті), RETRACE.
- Другий етап: RIVTOX
- Третій етап: COASTOX, POSEIDON.

При переході на наступний етап розрахунку результати попереднього етапу використовуються в якості вхідних даних моделі. Моделі на одному етапі розрахунку можуть виконуватись паралельно і не залежать одна від одної. Конкретний вигляд ланцюжка, який буде використаний оператором для розрахунку, залежить від розглядуваного сценарію та бажаних результатів. Зокрема:

1) При необхідності оцінки наслідків витоку нуклідів з території пойми Прип'яті на першому етапі необхідно розрахувати модель COASTOX з налаштуваннями для пойми Прип'яті.
2) Якщо розглянутий сценарій включає в себе оцінку впливу нуклідів з водозбору р. Прип'ять (включаючи нукліди з пойми р. Прип'ять) необхідно використати модельну зв'язку RETRACE -> RIVTOX.
3) Якщо є необхідність в точному моделюванні розподілу концентрації у воді Київського водосховища, на третьому етапі можна підключити модель COASTOX із налаштуванням для Київського водосховища.
4) Якщо є необхідність в оцінці радіоактивного забруднення риби в Київському водосховичи та доз опромінення населення за рахунок її споживання, на третьому етапі слід застосувати модель POSEIDON-F.

Для спрощення роботи оператора СППР, система поставляється із набором готових сценаріїв для розрахунку. Зокрема, можна розглядати:

1) Витік нуклідів з пойми Прип'яті при прориві дамби під час весіннього паводку 10%, 25%, 35% та 50% забезпеченості.
2) Змив нуклідів з водозбору під час весіннього сніготанення за умови 10%, 25%, 35% та 50% забезпеченості весіннього паводку.

3) Змив нуклідів з водозбору під час дощів на території Чорнобильської зони відчуження.
4) Підйом забруднення з дна Київського водосховища під час днопоглиблювальних робіт.

Також СППР містить налаштування моделі POSEIDON-F для водойми-охолоджувача ЧАЕС, що дозволяє розраховувати концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді, в донних відкладах та у водних організмах для цього об'єкту. На попередніх етапах Проєкту дана модель була розроблена для розрахунку змін концентрації радіонуклідів у прісноводних системах, враховуючи моделювання засвоєння радіонуклідів водними організмами з різних трофічних рівнів. Результати застосування моделі до ВО ЧАЕС узгоджуються з даними вимірювань за період 1986 – 2021 рр., у тому числі модель відтворює зміни концентрації, які відбулися після зниження рівня води, починаючи з 2014 року.

Нижче приведений опис інтерфейсу кожної моделі, а також розглянуто приклади використання ланцюжка моделей для розгляду двох сценаріїв забруднення води в Київському водосховищі із покроковими інструкціями та приклад запуску моделі POSEIDON для водойми-охолоджувача.

6.1 Інтерфейс роботи з модулем розрахунку двовимірного переносу радіонуклідів COASTOX

Робота з модулем COASTOX здійснюється через набір вкладок, які містять елементи, необхідні для налаштування моделі. Нижче приведений опис кожної вкладки.

Вкладка "Параметри". В першій вкладці модуля COASTOX (рис. 6.1) користувач може налаштувати головні параметри запуску модуля: розрахункову сітку, розрахунковий період тощо. Вкладка має наступні елементи:

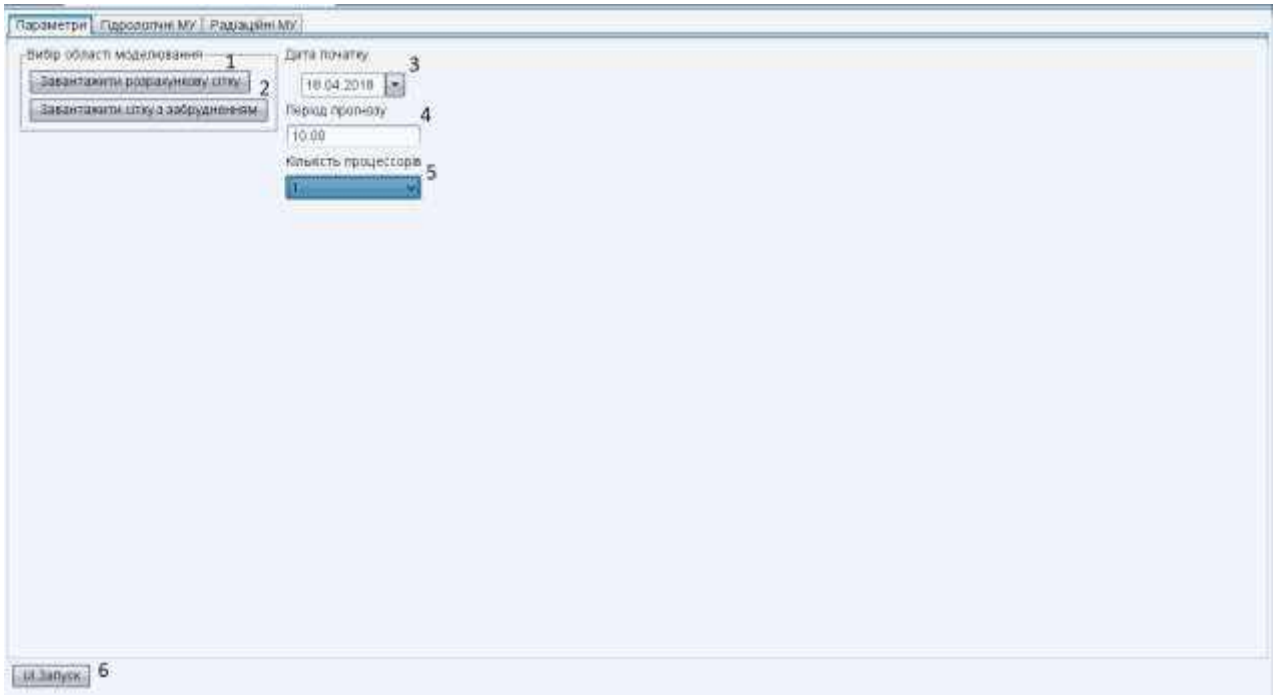


Рисунок 6.1 – Вкладка “Параметри” інтерфейсу модуля COASTOX

1. Кнопка вибору розрахункової сітки. За допомогою цієї кнопки користувач може обрати файл із двовимірною сіткою, який містить дані про топографію області і є необхідним для запуску моделі COASTOX. Файл також містить дані про границі області моделювання, з якими користувач може працювати в інших вкладках інтерфейсу. Ці дані автоматичним чином опрацьовуються і використовуються для заповнення інших вкладок інтерфейсу.
2. Кнопка вибору сітки з початковим забрудненням. Для запуску модель COASTOX використовує дані про початкове радіаційне забруднення області моделювання. За допомогою цієї кнопки користувач може обрати файл із двовимірною сіткою, який містить дані про початкове забруднення області моделювання (в даному випадку області пойми річки Прип’ять).
3. Меню вибору дати початку. За допомогою даного меню користувач має змогу обрати дату, від котрої буде відраховуватись результат прогнозу.
4. Поле вводу періоду прогнозу. За допомогою цього поля користувач може ввести необхідний період прогнозування (у днях).
5. Меню вибору кількості процесорів. Модель COASTOX підтримує розрахунок в паралельному режимі із використанням декількох процесорів. Якщо

на комп’ютері користувача встановлено необхідний варіант протоколу MPI, модель COASTOX може бути запущено в декілька потоків, що приводить до більш швидких розрахунків. В іншому разі слід запускати модель в одному потоці. Дане меню дозволяє вибрати кількість потоків при запуску моделі.

6. Кнопка запуску. Кнопка запуску моделі закінчує процес ініціалізації моделі і запускає її. Слід відмітити, що усі дані, присутні на даній вкладці, є необхідним для запуску і обов’язкові для вводу. Модель не може бути запущена, поки дані не введені, і кнопка запуску просто не спрацює.

Вкладка “Гідрологічні Межові Умови”. У цій вкладці модуля COASTOX (рис. 6.2) користувач може налаштовувати гідрологічні межові умови моделі. Вкладка містить таблицю із переліком меж (границь) розрахункової сітки, для яких можна задати межові умови. Поки розрахункова сітка не завантажена, таблиця є пустою. Для вибору та редагування необхідної межі слід здійснити наступну операцію. В таблиці меж слід вибрати необхідну межу (для цього клацнувши на неї). Після цього слід натиснути кнопку “Редагувати”, яка знаходиться справа від таблиці меж.

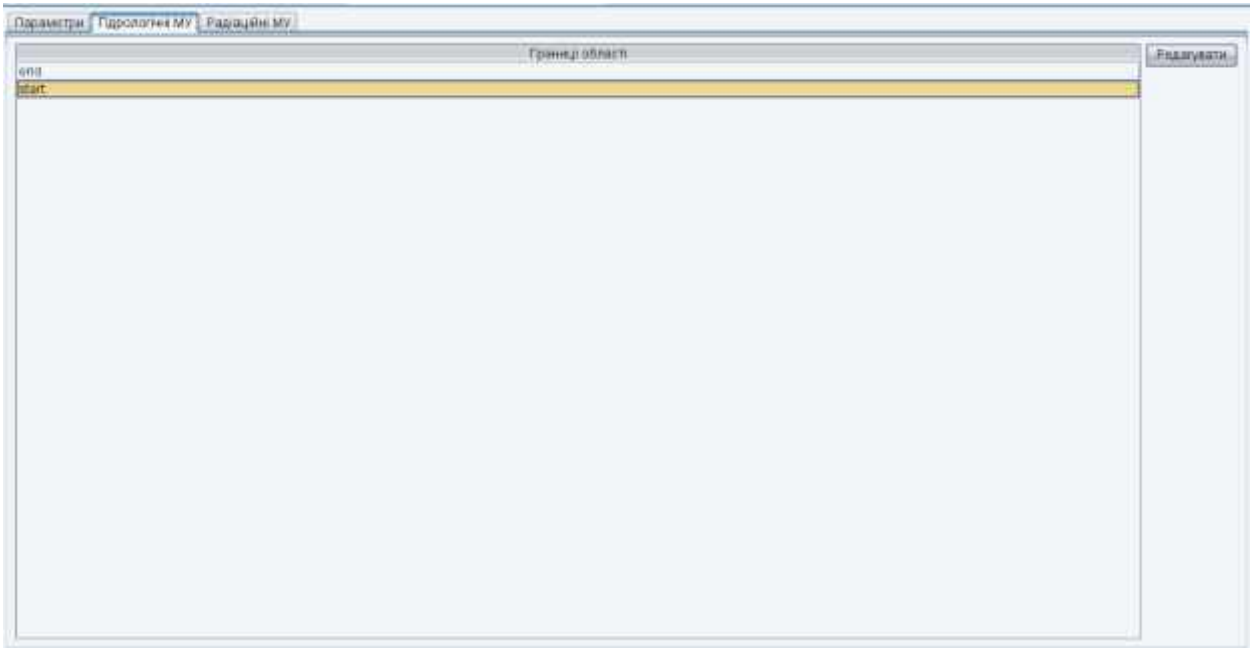


Рисунок 6.2 – Вкладка “Гідрологічні Межові Умови” інтерфейсу модуля COASTOX

Після цього на екрані з’явиться вікно редактора межових умов (рис. 6.3), за допомогою якого можна встановити необхідні межові умови або завантажити їх із файлу. Далі наведено перелік елементів редактора та їх функціоналу.

1. Кнопка “+”. Дозволяє додати до таблиці новий рядок.
2. Кнопка “-”. Дозволяє видалити останній рядок з таблиці.
3. Кнопка “Save as”. За допомогою цієї кнопки користувач може зберегти дані, відображені в таблиці, у зовнішній файл.
4. Кнопка “Load”. За допомогою цієї кнопки користувач може завантажити дані, раніше збережені в зовнішньому файлі.
5. Таблиця даних. В даній таблиці міститься дані щодо межових умов. В лівій колонці зазначено час (у днях), у правій – сумарні витрати води, яка протікає через межу, в кубометрах за секунду. Дані в таблиці можна редагувати, клацнувши на відповідну комірку. Відсутність даних в таблиці буде означати, що межа вважається вихідною із вільним витоком.

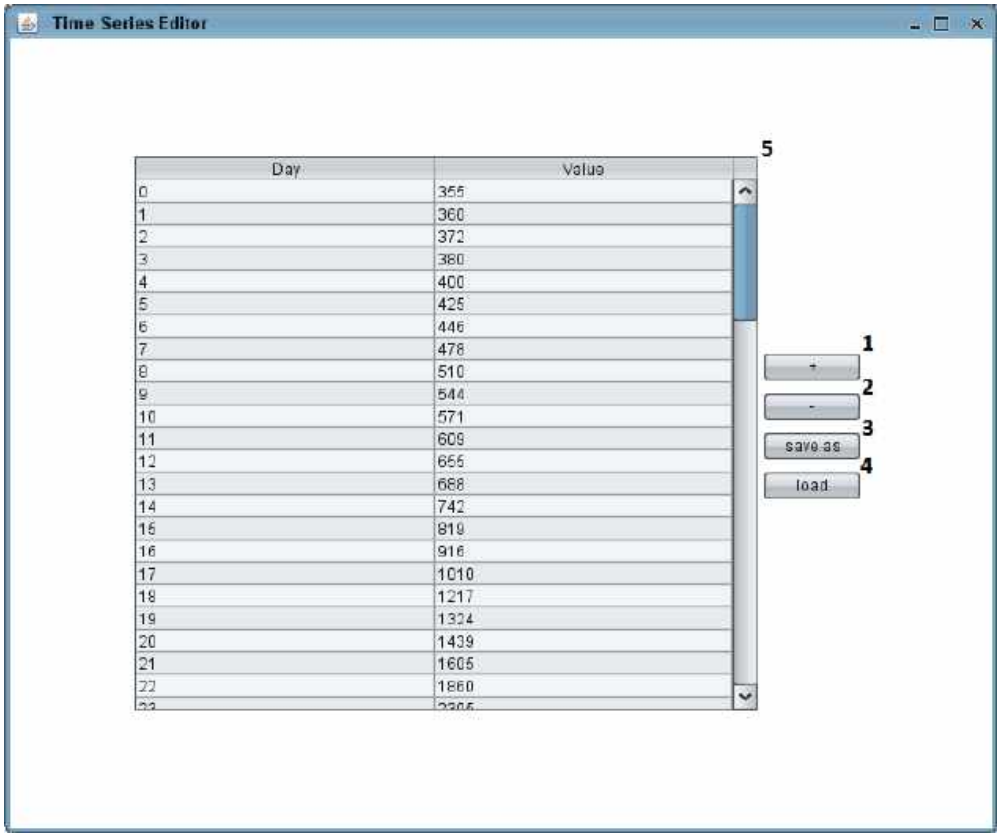


Рисунок 6.3 – Редактор межових умов інтерфейсу модуля COASTOX

Вкладка “Радіаційні Межові Умови”. Дана вкладка є аналогічною до вкладки “Гідрологічні межові умови”, включаючи призначення своїх елементів. Відмінним є те, що в даній вкладці задаються межові умови для радіоактивних речовин, перенесення яких водними потоками є предметом моделювання. Права колонка в таблиці редактора межових умов для даної вкладки містить концентрацію радіоактивних речовин в бекерелях на метр кубічний, задану на межі області. Як і раніше, відсутність даних для межі означає, що межа автоматично вважається вихідною.

6.2 Інтерфейс роботи з модулем розрахунку змиву з водозбору RETRACE

Робота з модулем RETRACE здійснюється через дві вкладки, які містять необхідні для налаштування елементи. Нижче приведений опис кожної вкладки.

Вкладка “Загальні”. Перша вкладка інтерфейсу модуля RETRACE дозволяє налаштувати основні параметри моделювання процесу змиву радіонуклідів з водозбору (рис. 6.4). Вкладка має наступні елементи:

1. Панель Параметри моделі. Дозволяє налаштовувати значення параметрів λ_1, λ_2, ε та a_2, що визначають інтенсивність змиву з водозбору в розчинній формі [58]. Параметри налаштовуються окремо для усіх модельованих нуклідів (^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{131}I). Для моделювання змиву з території Зони відчуження рекомендовано залишати налаштування за замовченням.
2. Панель Параметри наносів. Дозволяє налаштовувати значення параметрів K1, K2, A, B, N, M, що визначають інтенсивність змиву з водозбору на наносах [59]. Параметри налаштовуються одночасно для усіх модельованих нуклідів. При моделюванні змиву з території Зони відчуження даний процес не розглядається.
3. Панель вибору дати та завантаження. Тут можна обрати початкову та кінцеву дату моделювання, а також завантажити файл з сценарієм опадів. Процес змиву нуклідів в розчинній формі лінійно залежить від інтенсивності опадів.

4. Таблиця опадів. Містить інформацію про інтенсивність опадів для кожного для моделювання. Значення інтенсивності можна редагувати, обравши комірку та натиснувши F2.

5. Графік опадів. Візуалізує дані з таблиці опадів при завантаженні проекту. Зауважте що графік не оновлюється при зміні даних в таблиці і оновлюється лише при повторній ініціалізації проекту.

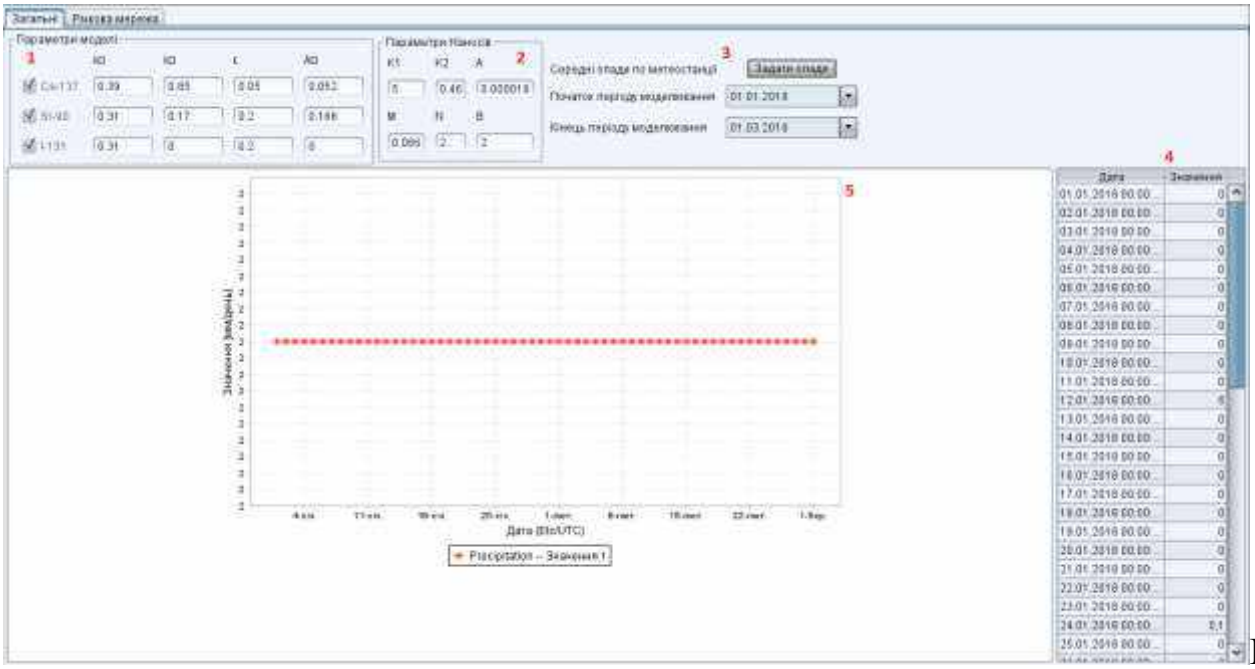


Рис. Рисунок 6.4 – Вкладка “Загальні” інтерфейсу модуля RETRACE

Вкладка “Річкова Мережа”. Друга вкладка інтерфейсу (рис. 6.5) дозволяє вказати ГІС файли, які будуть використані при запуску моделі.

1. Поле річкової мережі. Дозволяє задати ГІС-файл з точковими елементами, для яких буде розраховано змив нуклідів з водозбору. В режимі ланцюжка цей файл буде використано в моделі RIVTOX для задання розрахункової сітки.

2. Поле файлу водозбору. Довзоляє задати ГІС-файл з полігональними елементами, які визначають площу з якої відбувається змив.

3. Поле файлу великих водойм. Довзоляє задати ГІС-файл з полігональними елементами, які визначають площу з якої відбувається прямий змив у воду.

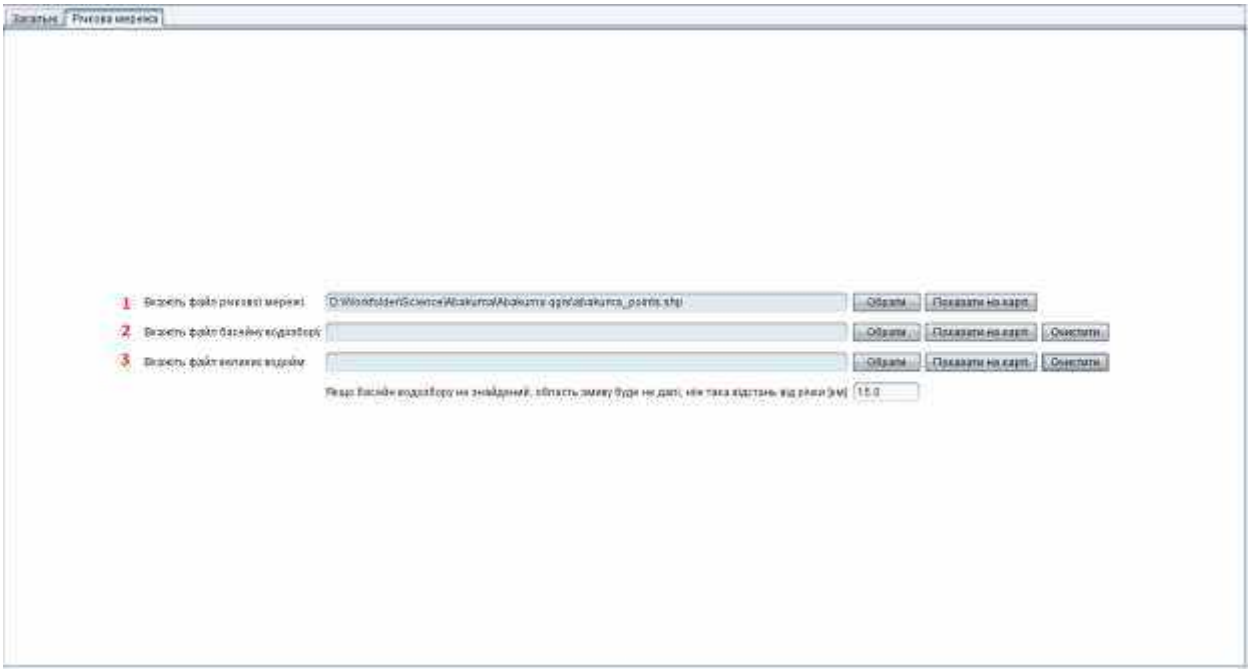


Рисунок 6.5 – Вкладка “Річкова Мережа” інтерфейсу модуля RETRACE

Для кожного поля існує кнопка “Обрати”, що дозволяє вибрати відповідний файл у файловій системі комп’ютера; та кнопка “Показати на карті”, що дозволяє візуалізувати обраний ГІС шар в графічному середовищі СППР.

6.3 Інтерфейс моделі одновимірного переносу радіонуклідів у річковій системі RIVTOX

Як попередні модулі, інтерфейс модуля RIVTOX складається з декількох вкладок. Нижче даний опис кожної з них.

Головна вкладка. Головна таблиця даних (рис. 6.6) містить основні налаштування для запуску модулю RIVTOX, такі як період підрахунків моделі та типи моделювання, які повинні бути виконані. Таблиця містить наступні елементи:

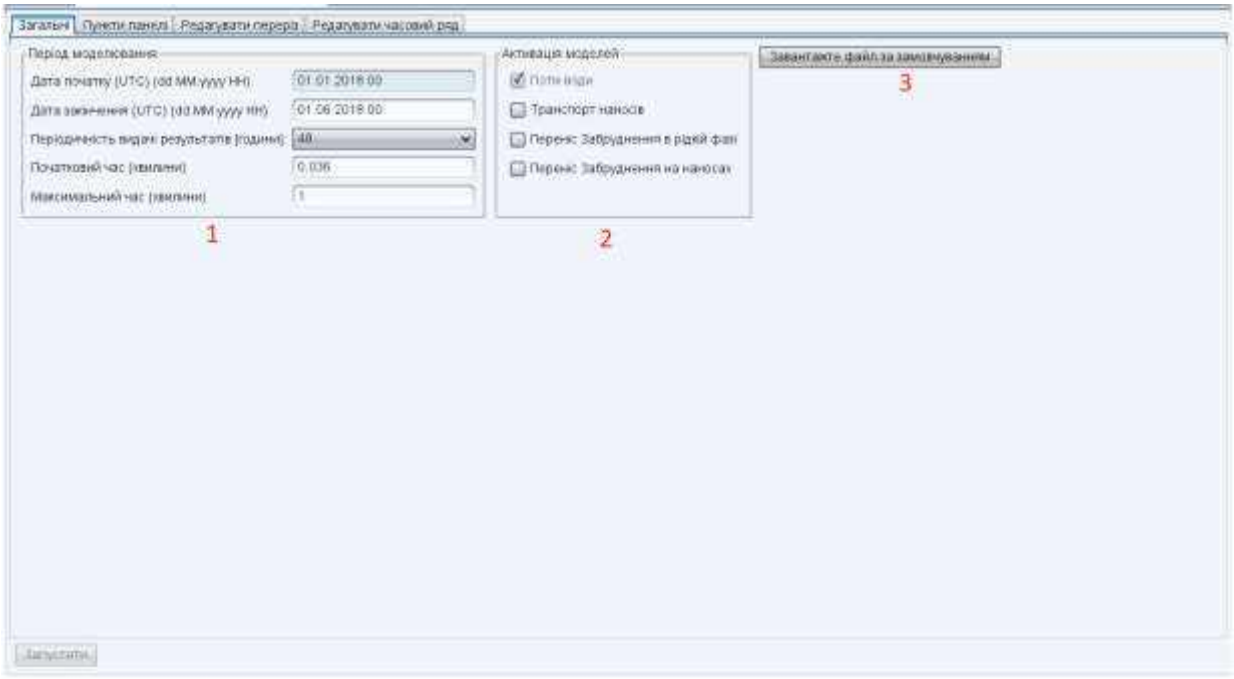


Рисунок 6.6 – Головна закладка інтерфейсу модуля RIVTOX

1. Період розрахунку. Ця секція дозволяє користувачу обирати період моделювання та періодичність виводу даних. Поле «Початкова Дата» відображає дату початку розрахунків, яка дорівнює початковій даті прогнозу модуля RETRACE. Поле «Дата Закінчення» дозволяє користувачу вибрати кінцеву дату для розрахунків (за замовчуванням значення дорівнює кінцевому часу прогнозу RETRACE). Дата має бути введена в форматі дд.мм.рррр. Будь-який інший формат призведе до стирання введеного значення. Періодичність результату розкривного меню дозволить користувачу обрати періодичність виведення результатів. Поля «Початковий крок часу» та «Максимальний крок часу» дозволить специфікувати відповідні параметри моделювання.

2. Активні моделі. Ця секція дозволяє користувачу обрати процес, який буде моделюватися. Моделювання Водного Потоку є обраним за замовчуванням та не може бути відключеним, так як цей тип моделювання є необхідним для запуску RIVTOX. Інші процеси, названі Перенос Наносів, Перенос Нуклідів та Перенос Нуклідів на Наносах можуть бути ввімкненими та вимкнутими за допомогою відповідних прапорців. Зверніть увагу, що увімкнути Перенос Нуклідів на Наносах можна лише якщо увімкнений Перенос Наносів.

3. Кнопка «Завантажити файл за замовчуванням». Ця кнопка дозволяє користувачу вибрати файл, що містить додаткову інформацію щодо вхідних даних моделі RIVTOX. Дана кнопка дає спосіб для користувачів-експертів використовувати максимальний функціонал конфігурації моделі RIVTOX шляхом створення та завантаження власних файлів із вхідними даними. Якщо файл за замовчуванням не обрано, замість нього будуть використані дані по замовчанню.

Вкладка "Точки". Таблиця з точками (рис. 6.7) дає можливість налаштовувати такі опції зони моделювання як гідрологічні перерізи, що використовуються в точках, початкові рівні води та витрат. Таблиця містить наступні елементи:

1. Таблиця з точками. Ця таблиця показує головні опції налаштування зони моделювання. Таблиця включає в себе вісім колонок:

а) Колонки Гілка та Точка: уточнюють позицію точки у зоні моделювання. Ці колонки заповнюються автоматично з вхідних даних RETRACE.

б) Відстань визначає розташування точки відносно початку відповідної гілки

в) Тальвег визначає найнижчий підйом батиметрії в точці.

г) Маннінг визначає коефіцієнт тертя (за Маннінгом) в точці.

д) Розділ визначає ім'я таблиці гідрологічного перерізу, яка використовується точкою.

е) Висота Поверхні Води та Витрати визначають початкові умови моделювання.

2-3. Кнопки «Завантажити» та «Зберегти як». Кнопка «Завантажити» дозволяє завантажити дані щодо точок з файлу, який її містить у внутрішньому форматі вхідних даних RIVTOX. Після цього ці дані обробляються та заповнюються в Таблицю з точками. Кнопка «Зберегти як» дозволяє зберегти поточні дані з Таблиці з точками у файл. Дані автоматично зберігаються у внутрішньому форматі RIVTOX.

4. Кнопка «Згенерувати» дозволяє автоматично заповнити інформацію в таблицю ґрунтуючись на характеристиках річки, вказаних у вхідному файлі моделі RETRACE.

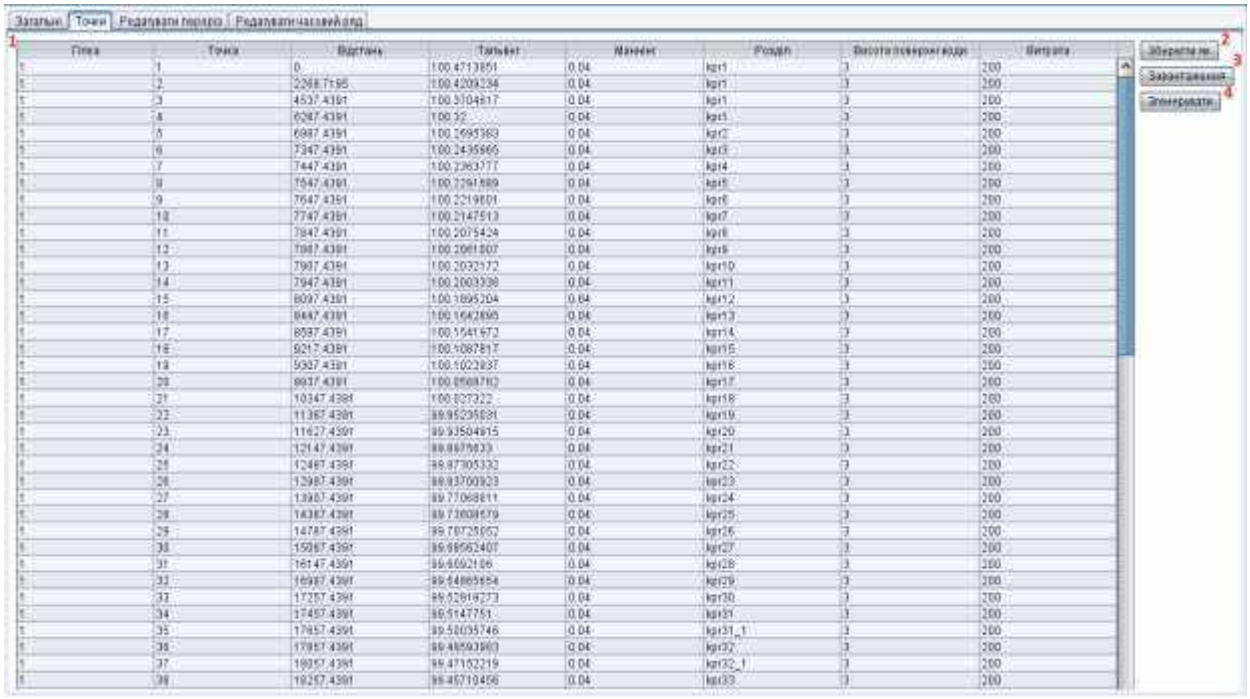


Рисунок 6.7 – Таблиця з точками інтерфейсу модуля RIVTOX

Для пересічних користувачів рекомендується використовувати функціонал завантаження налаштувань, описаних в цьому розділі, із файлів з попередньо підготовленими даними, які поширюються разом із поставкою СППР. Ці файли розташовуються в папці “\Client\data\hdm_europe_shapes\Prypiat”.

Вкладка Перерізи. Вкладка перерізів (рис. 6.8) дозволяє створювати та редагувати гідрологічні перерізи, що використовуються в точках. Закладка містить наступні елементи:

1. Таблиця Перерізів. Ця таблиця дозволяє користувачеві обирати, перейменовувати та редагувати перерізи для використання у розрахунку моделі. Для того, щоб точки, які були описані в розділі Таблиця з точками використовували відповідні перерізи, імена, визначені у цій таблиці, повинні співпадати. Імена можуть бути змінені натисканням на неї лівої кнопки миші та друкуванням у таблицю. Це змінить лише ім’я перерізу, дані в ньому залишаться незмінними. Щоб редагувати переріз, користувач має вибрати його та натиснути кнопку «Редагувати обраний переріз».

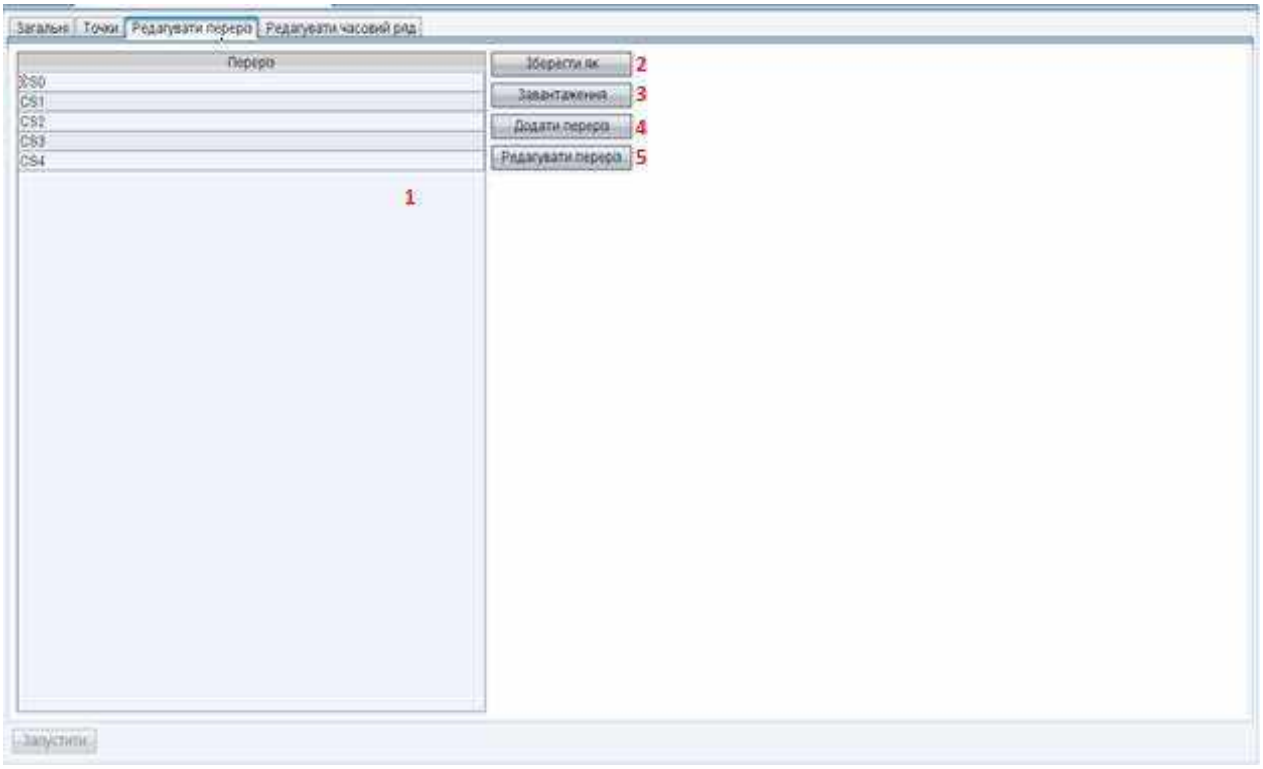


Рисунок 6.8 – Таблиця Перерізів інтерфейсу модуля RIVTOX

2-3. Кнопки «Завантажити» та «Зберегти як». Кнопка завантажити дозволяє завантажувати дані з файлу, що містить такі дані у внутрішньому форматі вхідних даних RIVTOX. Після цього дані обробляються та заповнюються в Таблицю Перерізів. Кнопка «Зберегти як» дозволяє зберегти поточні дані з Таблиці Перерізів у файл. Дані зберігаються у внутрішньому форматі моделі. Для пересічних користувачів рекомендується використовувати функціонал завантаження налаштувань, згаданих у попередньому пункті “\Client\data\hdm_europe_shapes\Prypiat”.

4. Кнопка «Додати Переріз». Ця кнопка додає порожній переріз з ім’ям по замовчуванню в список з перерізами. Він може бути заповнений для специфікації нового перерізу.

5. Кнопка «Редагувати Переріз». Якщо обрано переріз з таблиці Перерізів, то відкриється нове вікно Редактора Перерізів (рис. 6.9).

6. Редактор Перерізів впроваджений як окреме вікно. Цей елемент дозволяє редагування перерізів, який міститься в Таблиці Перерізів. Вікно містить таблицю з двома колонками. Перша колонка (“X”) містить відстань від умовного початку

перерізу; друга колонка (“Z”) містить висоту батиметрії на цій відстані. Обидві колонки можуть бути відредаговані. Рядки можуть додаватися чи видалятися кнопками «Видалити Рядок» та «Додати Рядок». Дані зберігаються автоматично, коли Редактор Перерізів закривається.

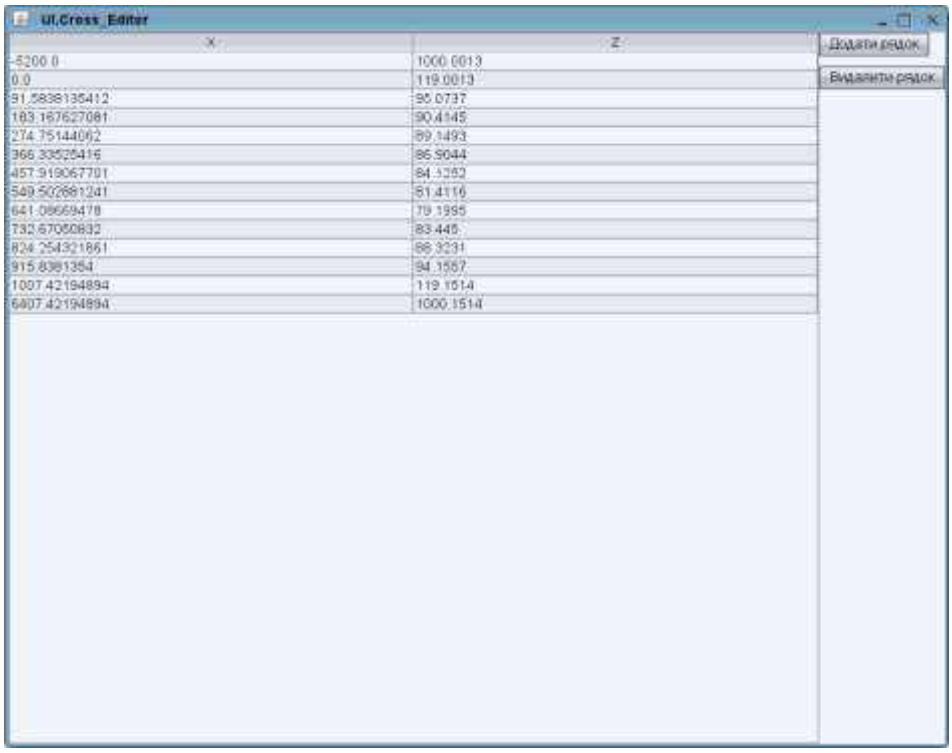


Рисунок 6.9 – Редактор Перерізів інтерфейсу модуля RIVTOX

Вкладка часових рядів. Вкладка часових рядів (рис. 6.10) дозволяє налаштовувати крайові умови (К.У.) для моделі RIVTOX. Таблиця містить наступні елементи:

1. Таблиця часових рядів. Ця таблиця дозволяє користувачу обирати, перейменовувати та редагувати значення часових рядів крайових умов які будуть використані в розрахунках моделі. Таблиця автоматично заповнюється граничними вузлами, дані яких взяті з RETRACE на етапі ініціалізації інтерфейсу користувача. Перша колонка, “Вузол”, визначає граничний номер вузла. Друга колонка, “Тип”, визначає один з двох доступних типів граничних умов («Витрати» або «Поверхня», наприклад, висота рівня води). Для редагування доступна лише друга колонка.

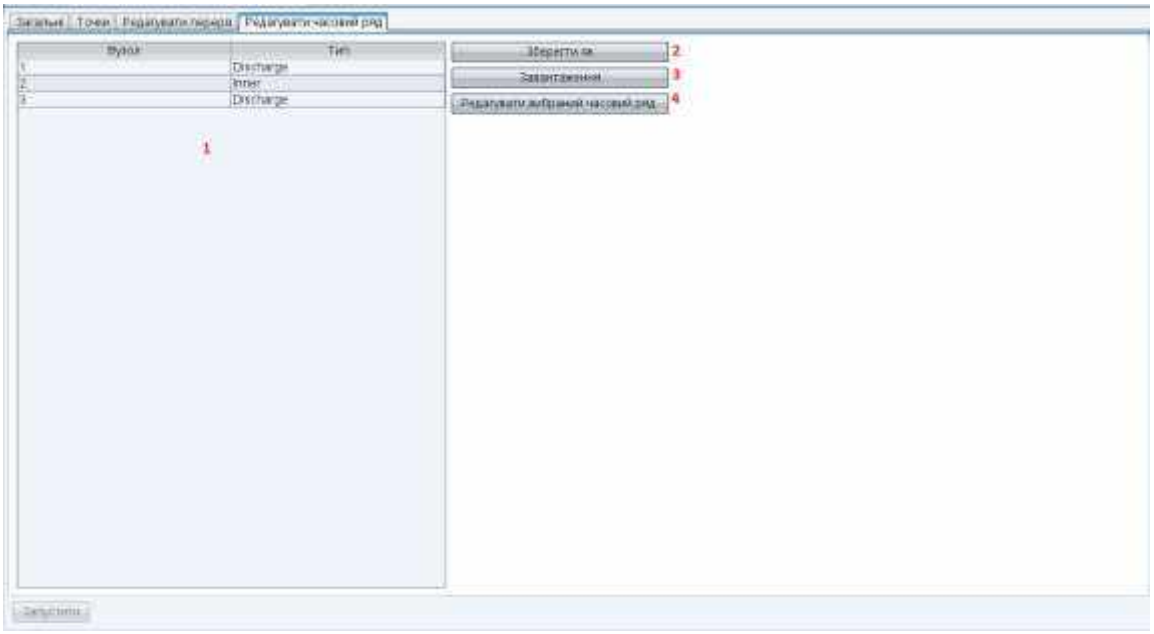


Рисунок 6.10 – Таблиця часових рядів інтерфейсу модуля RIVTOX

2-3. Кнопки «Завантажити» та «Зберегти як». Кнопка «Завантажити» дозволяє завантажити граничні умови даних з файлу, що містить такі дані у внутрішньому форматі вхідних даних RIVTOX. Після цього ці дані обробляються та заповнюються в Таблицю часових рядів. Зверніть увагу, що це може змінити кількість вузлів – перевірка, що завантажені дані співпадають із вхідними даними про ріку з поточного RETRACE, відсутня. Це зроблено навмисно з метою надання більше опцій для налаштування. Кнопка «Зберегти як» зберігає поточну Таблицю часових рядів у файл. Дані будуть збережені у внутрішньому форматі RIVTOX.

4. Кнопка “Редагувати Вибраний Часовий Ряд” дозволяє відредагувати дані для межі, зв’язаної з будь-яким вузлом. Часовий ряд може бути відредагований, якщо вибрати відповідний рядок в таблиці та натиснути на цю кнопку. Відкриється Редактор Часового Ряду (рис. 6.11), який функціонально ідентичний до Редактора перерізів, що був описаний вище (крім того, що пара x/z замінена парою час/значення).

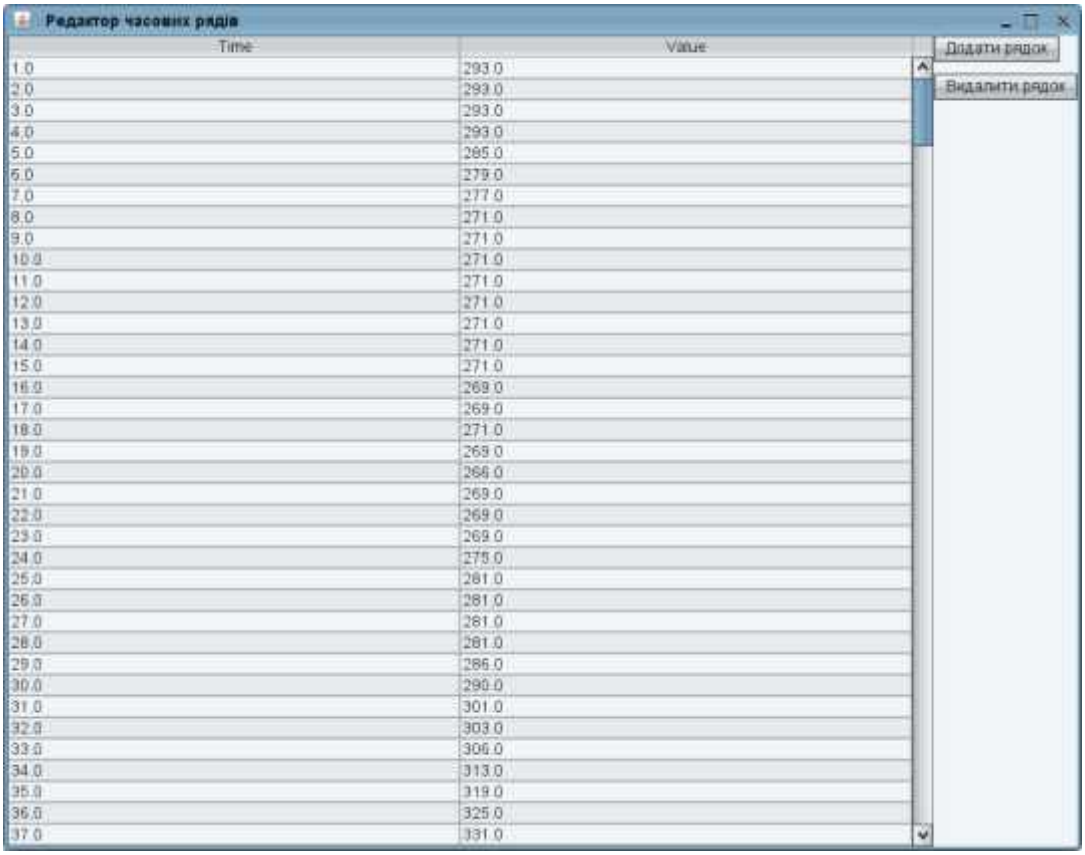


Рисунок 6.11 – Редактор часових рядів інтерфейсу модуля RIVTOX

6.4. Інтерфейс боксової моделі радіоактивного забруднення водних екосистем POSEIDON-F

Інтерфейс модуля POSEIDON-F також складається з кількох вкладок, описаних нижче.

Вкладка Загальних даних. Дана вкладка дозволяє задати основні параметри запуску моделі (рис. 6.12). Меню “Модель” (1) дозволяє завантажити готові налаштування для певного регіону за допомогою вибору відповідного коду (Київське Водосховище має код KRE, Водойма-Охолоджувач – CP1-3). Набір чекбоксів (2) дозволяє задати додаткові параметри моделювання: використання прибережних боксів та додаткових джерел викиду з атмосферної моделі та моделі RIVTOX. Також тут можна задати довжину ланцюга розпаду 1 або 2 (вибір «2»

використовується, якщо потрібно враховувати дочірні радіонукліди, утворені при розпаді основних). Параметри Їжі та Трофічний Ланцюг (3) дозволяють обрати модель засвоєння радіонуклідів біотою (динамічна/рівноважна) та типи трофічних ланцюжків (пелагічний/придонний). Елемент (4) дозволяє вибрати початкову дату моделювання. Якщо обрано використання додаткових джерел з інших моделей, час початку моделювання фіксовано як час початку моделювання попередньої моделі. Таблиця (5) задає кроки виводу моделі у роках з початку моделювання. Кроки можна додати або видалити за допомогою кнопок “+” і “–”, розташованих поряд. Величина нових кроків задається у віконці (6).

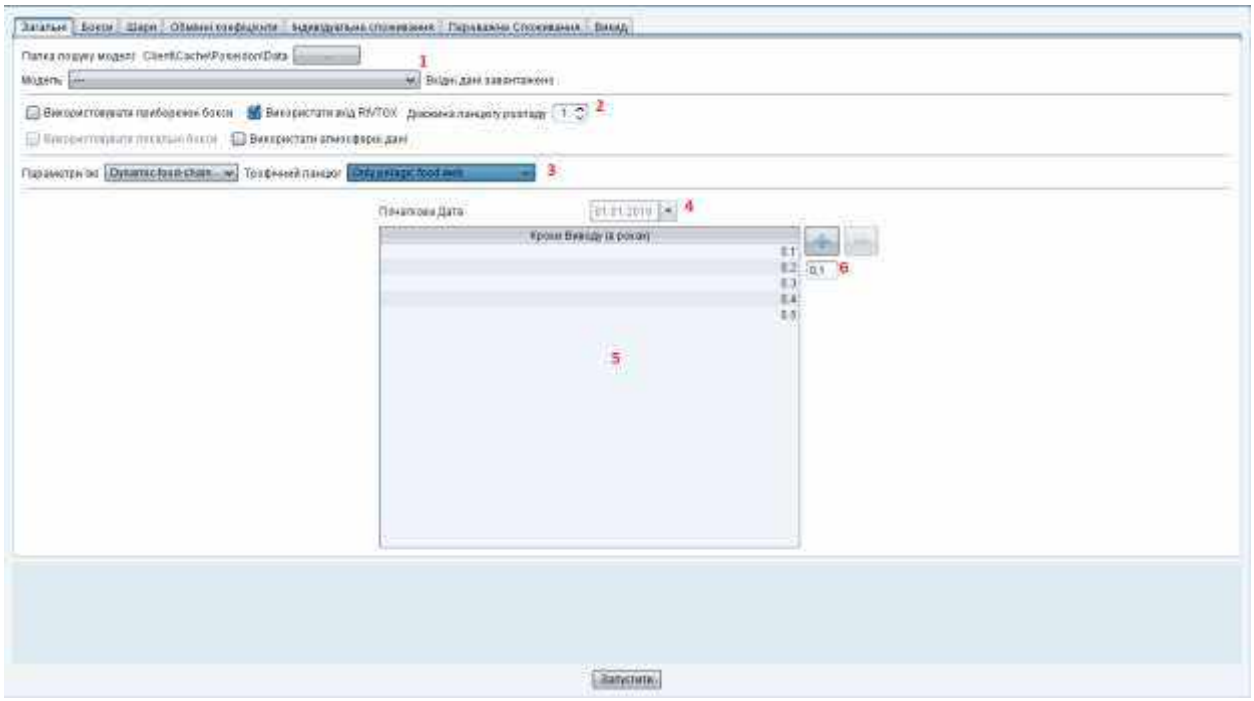


Рисунок 6.12 – Вкладка Загальних даних інтерфейсу модуля POSEIDON-F

Вкладки: Бокси, Шари, Обмінні Коефіцієнти, Споживання, Переважне Споживання. Дані вкладки містять таблиці (рис. 6.13), що дозволяють задавати параметри області моделювання моделі, а саме:

1) Бокси: Вкладка дозволяє налаштувати систему боксів яка буде використана для моделювання, та їх характеристики – об’єм, глибину, швидкість седиментації, коефіцієнт біотурбації тощо.

2) Шари: Вкладка задає набір відміток глибини шарів, які будуть використані для моделювання. Модель POSEIDON-F має можливість розбивки кожного боксу на декілька шарів по вертикалі для тривимірного моделювання області, що є актуальним для глибоководних частин водойми.

3) Обмінні Коефіцієнти: модель розглядає явища переносу, викликані потоком води. При цьому потоки води між боксами вважаються сталим величинами (усередненими за тривалий період часу). Дана вкладка дозволяє визначити величину цих потоків між сусідніми боксами. Слід відмітити що сумарний потік з боксу та в бокс повинен дорівнювати нулю.

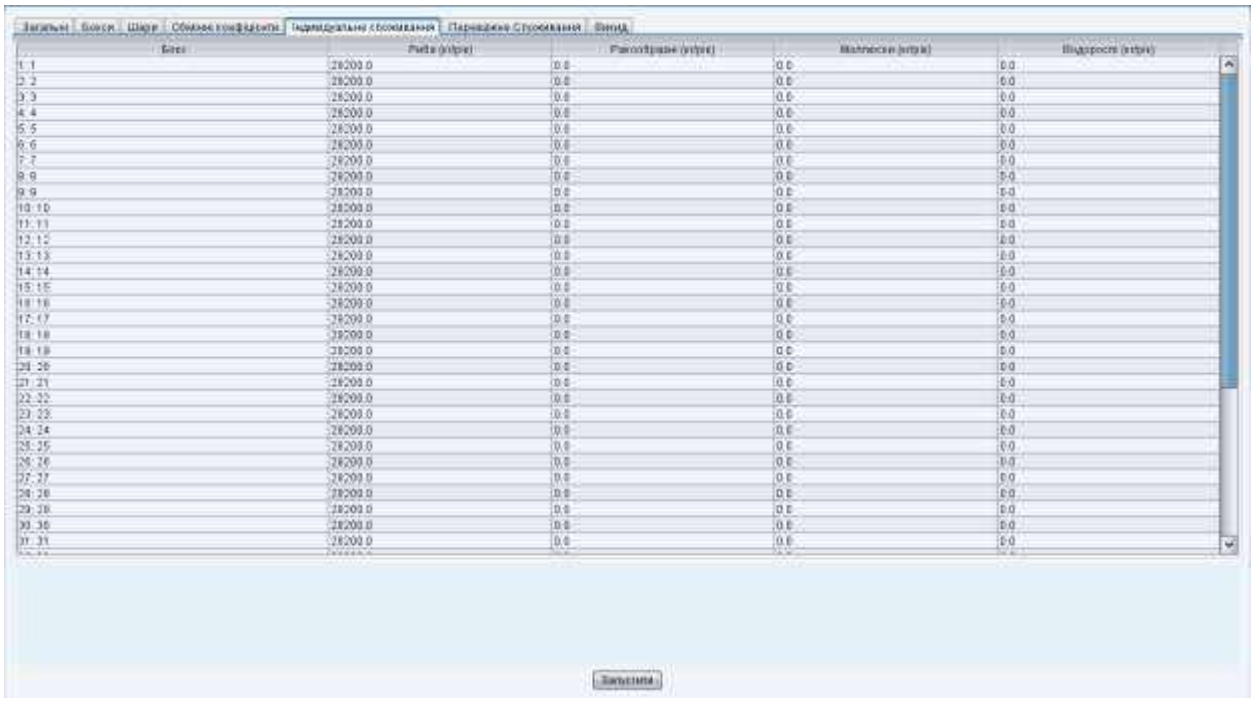


Рисунок 6.13 – Приклад вкладки з параметрами моделі POSEIDON-F

4) Споживання. В даній вкладці задається величина споживання водних організмів людиною для розрахунку доз опромінення. Для індивідуальних доз потрібно вказувати величину щорічного споживання однією людиною; для колективних доз – загальний вилов з кожного бокса за рік.

5) Переважне споживання. В даній вкладці задається співвідношення між різними типами риби у раціоні харчування людини (наприклад, 50% нехижої риби і 50% хижої риби).

Всі описані таблиці завантажуються автоматично при виборі області моделювання “Модель” на вкладці Загальних даних. Параметри моделі POSEIDON-F для Київського водосховища та для ВО ЧАЕС були визначені при налаштуванні моделі на кожну область та в процесі тестування на історичних даних радіоактивного забруднення даних водойм. Але у користувача є можливість їх редагувати.

Вкладка Викид. Вкладка дозволяє задати джерела викиду для будь-якого боксу моделі (рис. 6.14). За допомогою кнопок “+” і “–” (1) можна створювати та видаляти джерела потоку нуклідів в бокс. Для кожного джерела (2) можна задати бокс та номер шару, в який відбувається потік; нуклід, що в ньому міститься; та часовий ряд інтенсивності потоку. Також меню (3) дозволяє використати результати моделювання моделі RIVTOX у заданій комірці у якості джерела для будь-якого боксу моделі, якщо опція використання RIVTOX була увімкнута на вкладці Загальних даних. Поставка СППР також містить історичні часові ряди витоку з Прип’яті з 1986 по 2020 роки, що дозволяє коректно враховувати фонові значення концентрації в водосховищі. Приклад їхнього застосування представлений в розділі 5.2.1 даного звіту.

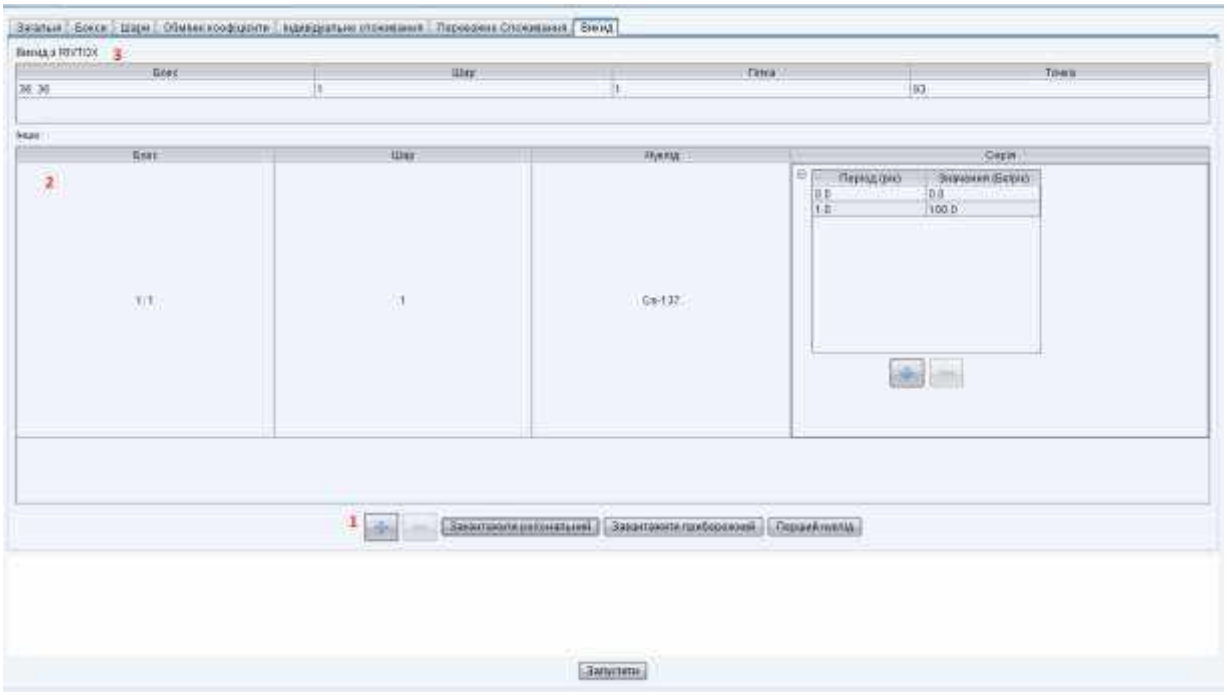


Рисунок 6.14 – Вкладка Викид інтерфейсу модуля POSEIDON-F

6.5 Приклади запуску моделей в середовищі СППР

В якості демонстрації роботи системи розглянемо процедуру розрахунку для різних сценаріїв забруднення Київського водосховища: забруднення за рахунок переносу нуклідів з території Чорнобильської зони відчуження під час весняного сніготанення та забруднення водосховища в наслідок проведення днопоглиблювальних робіт. Крім того, розглянуто приклад запуску POSEIDON-F для моделювання забруднення ВО ЧАЕС. Нижче наведено покрокові інструкції для запуску кожного сценарію та показані типові результати розрахунків.

6.5.1 Сценарій забруднення водосховища під час весняної повені

Даний сценарій моделюється за допомогою ланцюжка моделей RETRACE -> RIVTOX -> POSEIDON + COASTOX. Перед початком роботи із зв'язкою необхідно відкрити проект "ChEZ Deposition for Retrace", який містить дані про поверхневі концентрації забруднення в Чорнобильській зоні (рис. 6.15).

Після відкриття проекту LSMC необхідно створити проект із модулями RETRACE та RIVTOX та ініціалізувати його. При ініціалізації RETRACE слід задавати наступні рекомендовані параметри:

1. Таблиця параметрів моделювання. В таблиці параметрів моделювання слід задати значення коефіцієнтів змиву ε для модельованих нуклідів (^{90}Sr та ^{137}Cs) рівними 0,01. Ці значення відповідають умовам на території Зони Відчуження.
2. Тривалість періоду моделювання. Так як ми рахуємо сценарій із проривом дамби, за дату початку слід обрати початок підйому весняної повені (кінець березня).
3. Часовий ряд опадів. Ця таблиця дозволяє ефективно врахувати змив за рахунок сніготанення. Відповідні дані можна завантажити із зовнішнього файлу

(файли знаходяться за шляхом “Client/data/hdm_europe_shapes/ Prypiat/x% prypiat precipitation.txt”, де x – відсоток забезпеченості паводка, тобто імовірність щорічної реалізації паводка) або задати вручну. Для завантаження файлу необхідно натиснути кнопку “Задати опади”. Ненульові значення змивів слід задавати лише для періоду активного сніготанення.

4. Файл річкової мережі. В цьому полі необхідно вибрати шейп річкової системи Прип’яті та Дніпра, який міститься в поставці СППР в папці клієнта по шляху “\Client\data\hdm_europe_shapes\Prypiat shapes\Prypiat points.shp”.

5. Файл річкового водозбору. В цьому полі необхідно вибрати шейп річкового водозбору (зони, з якої відбувається радіоактивний змив) системи Прип’яті та Дніпра, який міститься в поставці СППР в папці клієнта по шляху “\Client\data\hdm_europe_shapes\Prypiat shapes\Prypiat watershed.shp”.

6. Поле файлу великих водойм слід лишити пустим.

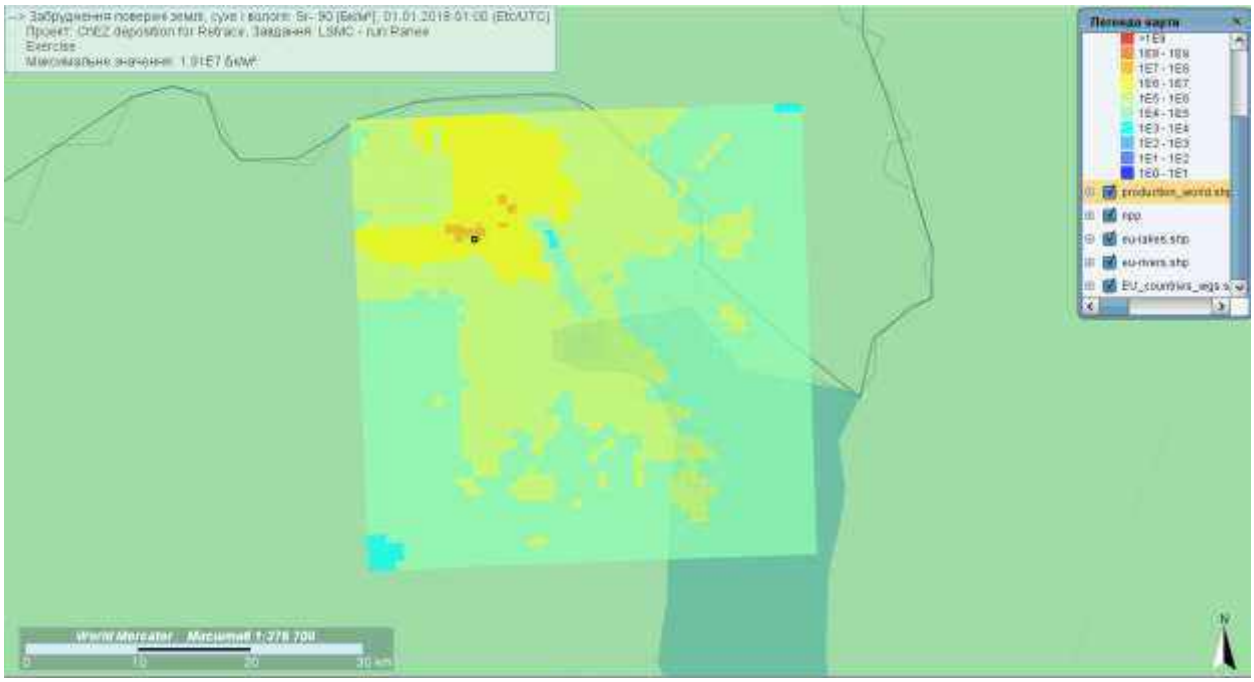


Рисунок 6.15 – Візуалізація щільності поверхневого забруднення зони відчуження ^{90}Sr в середовищі СППР

Після вказаних налаштувань модуль RETRACE готовий до запуску. На рис. 6.16 наведений приклад результатів розрахунку змивів з водозбору під час паводка 50% забезпеченості.

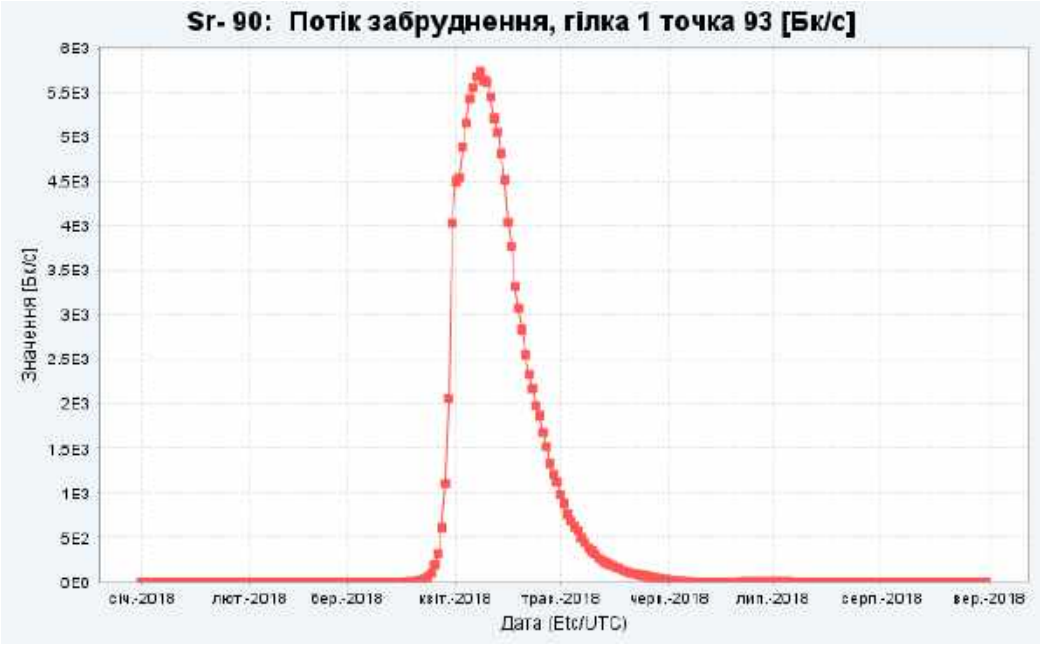


Рисунок 6.16 – Приклад результатів модуля RETRACE для сценарію весняної повені. Потік Sr-90 для однієї з комірок розрахункової сітки (Бк/м^3) під час сніготанення для паводку 50% забезпеченості.

Наступним кроком слід налаштувати модуль RIVTOX має низку налаштувань для запуску за даним сценарієм. Покроково:

1. Вкладка “Загальні параметри”. В даній вкладці слід виставити моделювання процесу переносу радіоактивних речовин у рідкій фазі та вказати файл з налаштуваннями по замовчанню. Необхідний файл знаходиться за шляхом “\Client\data\Rivtox data\prypiat default.txt”
2. Вкладки “Точки” та “Перерізи”. В даних вкладах необхідно вказати файл, який містить інформацію про ріку за допомогою кнопки «Завантаження». Необхідний файл з налаштуваннями знаходиться в папці СППР-клієнта за шляхом “\Client\data\Rivtox data\prypiat domain.txt”.

3. Вкладки “Межові умови”. В даній вкладці слід вказати файл, що містить витрати води для річок Прип'ять та Дніпро. Файл із витратами знаходиться в папці СППР-клієнта по шляху “\Client\data\Rivtox data\x% prypiat inflow”, де замість x зазначений відсоток забезпеченості паводку (50%, 25%, 10%, 1%). Обирати слід той файл, який відповідає забезпеченості сценарію паводку, що розраховується (і співпадає із сценарієм, розрахованим моделлю RETRACE).

Після виконання цих кроків модель готова для запуску. У результаті моделювання ми отримуємо розподіл концентрації нуклідів у воді Прип’яті та Київськму водосховищі. Потік нуклідів через границю цих двох водойм використовується в якості крайових умов для моделі POSEIDON-F та COASTOX.

Модель POSEIDON-F в даному ланцюжку покликана розраховувати концентрацію радіонуклідів у рибі водосховища та оцінювати дози для населення від її споживання. Модель COASTOX дозволяє розрахувати точний рух нуклідів у водах водосховища. Моделі незалежні одна від одної, тому можуть бути запущені в будь-якому порядку.

Для налаштування модуля COASTOX слід виконати наступні кроки:

1. Створити новий проект з моделлю COASTOX.
2. На вкладці “Параметри” клацнути на кнопку “Завантажити розрахункову сітку”. З кореневого каталога СППР-клієнта перейти в папку \Client\data\HDM data\Coastox_inputs\Kiev_sea, обрати файл з назвою kiev_sea_3m.14.
3. На вкладці “Параметри” клацнути на кнопку “Завантажити сітку із забрудненням”. З кореневого каталога СППР-клієнта перейти в папку \Client\data\HDM data\Coastox_inputs\Kiev_sea, обрати файл з назвою kiev_sea_depo_uniform.14.
4. Виставити дату, період прогнозу, кількість процесорів. Для даного розрахунку обрано період у 20 днів.
5. Підключити результати моделювання RIVTOX, поставивши галочку в боксі “Використати модель RIVTOX”.

6. Перейти у вкладку “Гідрологічні Межові Умови”. Клацнути на стрічку в таблиці із межею з назвою “start”. Клацнути на кнопці “Редагувати” щоб відкрити редактор межових умов.

7. В редакторі межових умови завантажити дані межових умов. Для цього клацнути на кнопці “Load”. З кореневого каталога СППР-клієнта перейти в папку \Client\data\HDM data\Coastox_inputs\Kiev_sea, обрати файл з назвою prypiat_in_50%.dat.

8. Повторити дії для межі dnipro, використавши файл dnipro_in_50%.dat.

9. Закладка Радіологічних межових умов не потребує налаштувань, так як ми використовуємо межові умови з моделі RIVTOX.

10. Запустити модель за допомогою кнопки “Запуск”.

Результатом розрахунку будуть детальні карти забруднення води на території водосховища (рис. 6.17).

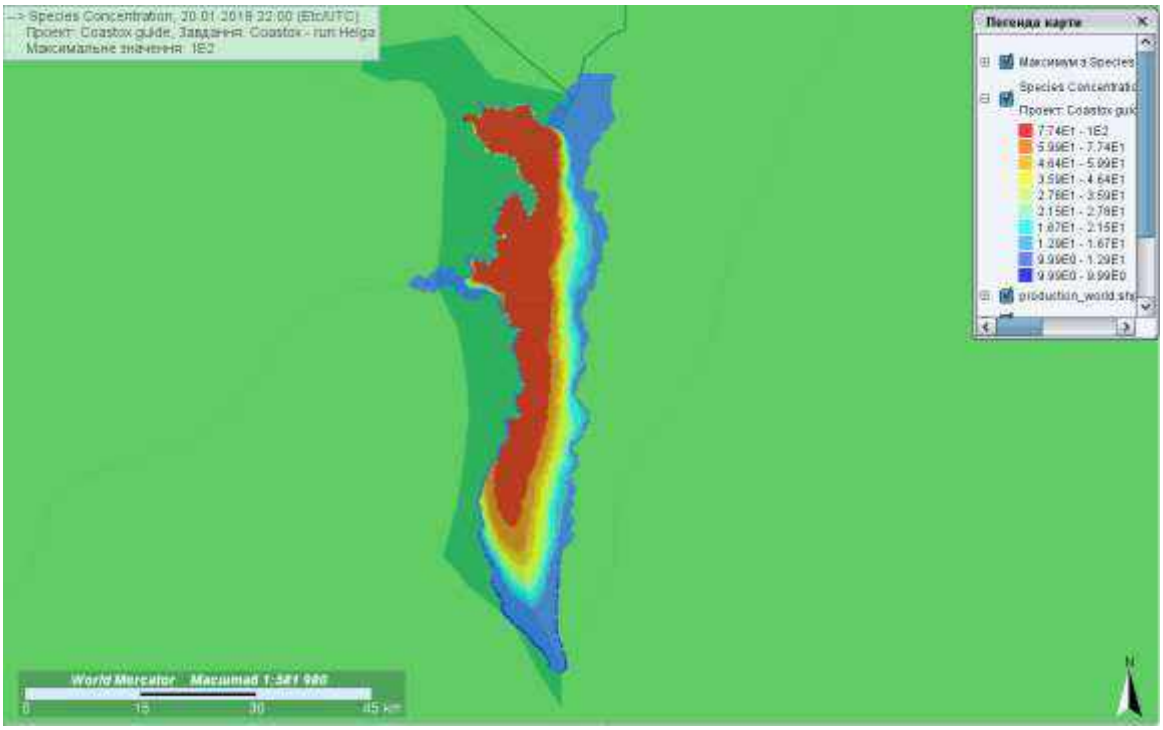


Рисунок 6.17 – Приклад результатів модуля COASTOX для сценарію весняної повені. Розподіл концентрації ^{90}Sr у воді (Бк/м^3) під час сніготанення для паводку 50% забезпеченості.

Для налаштування модуля POSEIDON слід виконати наступні кроки:

1. Створити проект з моделлю POSEIDON-F.
2. В закладці Загальні дані в меню Модель обрати модель з кодом KRE. Це завантажить більшість налаштувань, необхідних для запуску моделі в регіоні.
3. Поставити галочку в боксі “Використати вхід RIVTOX”.
4. Додати необхідні для виводу кроки по часу (в даному прикладі ставився період в 0.5 року із виводом кожні 0.1 року).
5. В закладці Викид в таблиці Викид з RIVTOX поставити наступні значення: Бокс – 41, Шар – 1, Гілка – 1, Точка – 93 (відповідає викиду в єдиний шар 41 боксу з останньої точки RIVTOX).

Модель готова до запуску. В результаті роботи моделі отримуємо різноманітні довгострокові показники забруднення водосховища – концентрації у воді, водних організмах (рис. 6.18), накопичені дози від споживання тощо.

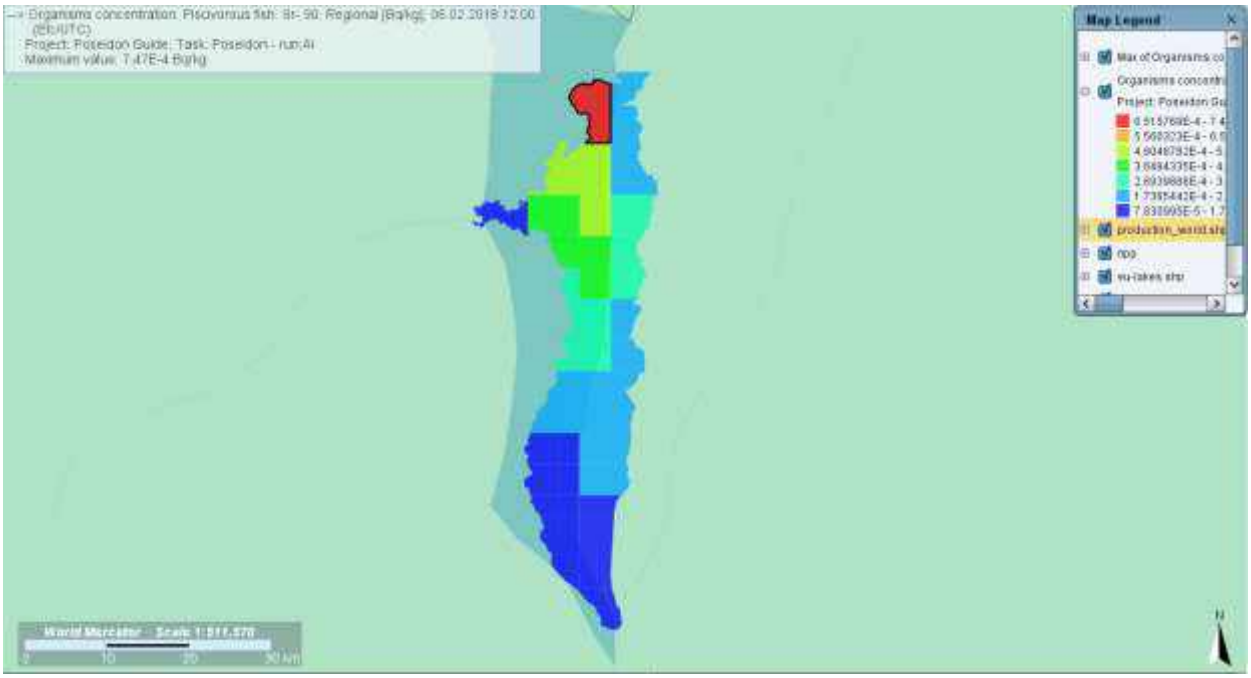


Рисунок 6.18 – Приклад результатів модуля POSEIDON для сценарію весняної повені. Концентрація ^{90}Sr у хижій рибі, Бк/кг.

6.5.2 Сценарій забруднення водосховища під час днопоглиблювальних робіт.

Даний сценарій розглядається за допомогою моделі POSEIDON-F. Для налаштування моделі слід виконати наступні кроки:

1. Створити проект з моделлю POSEIDON.
2. В закладці Загальні дані в меню Модель обрати модель з кодом KRE. Це завантажить більшість налаштувань, необхідних для запуску моделі в регіоні.
3. Встановити бажану дату початку розрахунку.
4. Додати необхідні для виводу кроки по часу (в даному прикладі ставився період в 5 років із виводом кожні 0.5 року).
5. В закладці Викид в таблиці Інше додати кілька рядків (один або більше), які відповідатимуть кількості боксів, в яких існуваниме джерело радіоактивного забруднення з дна за рахунок робіт з днопоглиблення. Наприклад, щоб відтворити сценарій, описаний в розділі 5.2.2 (табл. 5.3), необхідно додати три рядка і заповнити їх наступним чином: бокси – 17, 28, 41; нуклід – ^{137}Cs в усіх трьох випадках. В графі Серія відкрити серію, створити по рядку в кожній, в першій колонці (час) поставити значення 1 для усіх трьох боксів (1 рік викиду), в другій колонці – поставити значення з наступної таблички для викидів:

Бокс	Інтенсивність (Бк/рік)
17	1.79E9
28	3.86E9
41	1.96E9

Модель готова для запуску. Як і раніше в результаті отримуємо довгострокові показники забруднення водосховища. Приклад отриманих результатів показано на рис. 6.19.

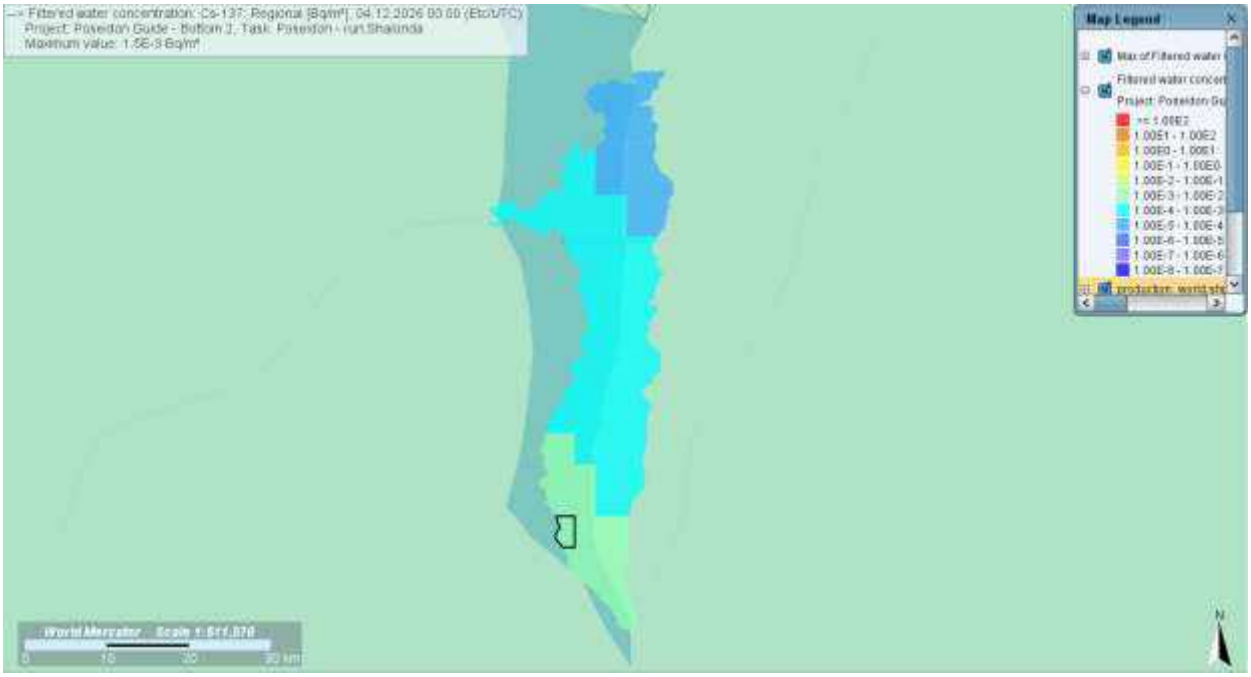


Рисунок 6.19 – Приклад результатів модуля POSEIDON для сценарію забруднення через днопоглиблення. Концентрація нукліду ^{137}Cs у воді, Бк/м^3, кінцевий період моделювання.

6.5.3 Сценарій циркуляції радіонуклідів у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС

Даний сценарій розглядається за допомогою моделі POSEIDON-F. Для налаштування моделі слід виконати наступні кроки:

1. Створити проект з моделлю POSEIDON.
2. В закладці Загальні дані в меню Модель обрати модель з кодом CP1. Це завантажить більшість налаштувань, необхідних для запуску моделі в регіоні, для розрахунку історичного сценарію роботи водойми-охолоджувача з 1986 по 2000 рік (рік декоміссії ЧАЕС).
3. Дату початку встановити на 1 квітня 1986 року.
4. Додати необхідні для виводу кроки по часу (в даному прикладі ставився період в 14 років із виводом кожні 2 року).

5. Завантажити потоки нуклідів. Клацнувши на кнопку “Завантажити регіональні”, перейти до папки \Client\data\HDM data\Poseidon\CP1\Cs137 та обрати файл rlprec1.dat. Для нової створеної серії обрати нуклід ^{137}Cs.

6. Повторити завантаження для усіх файлів в папках ^{137}Cs та ^{90}Sr, вказавши відповідний нуклід.

Модель готова для запуску. Як і раніше в результаті отримуємо довгострокові показники забруднення водосховища. Приклад отриманих результатів показано на рис. 6.20.

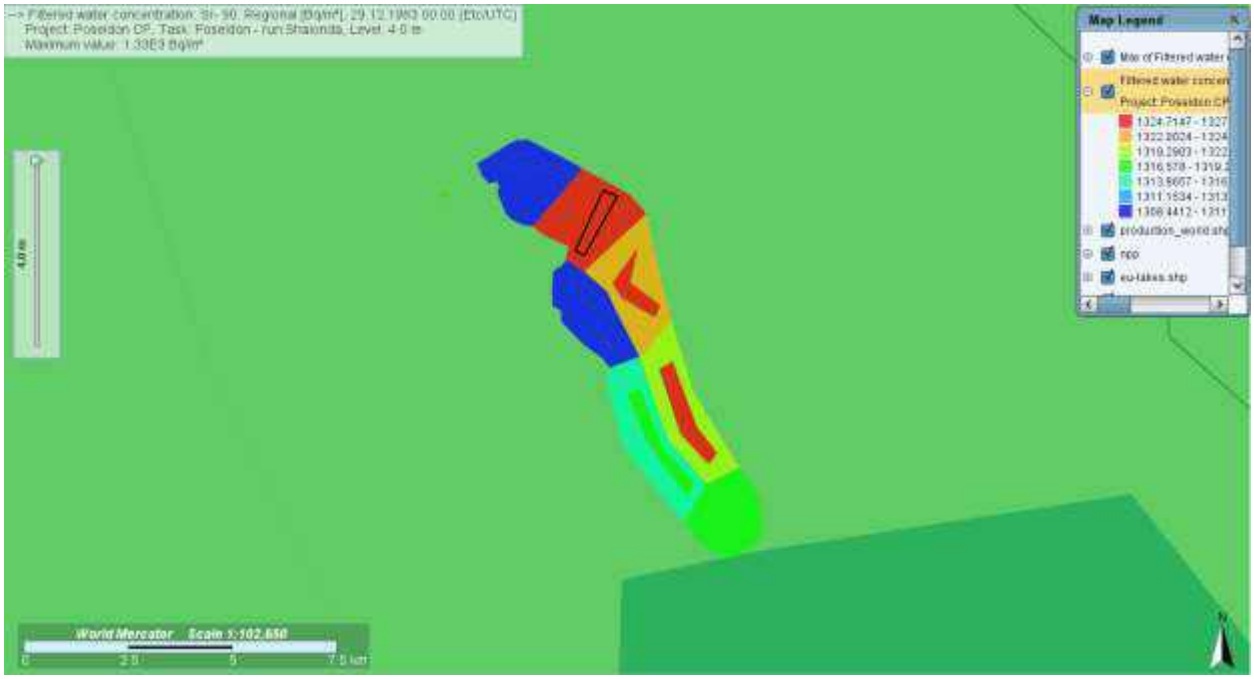


Рисунок 6.20 – Приклад результатів модуля POSEIDON для сценарію забруднення ВО ЧАЕС. Концентрація нукліду ^{90}Sr у воді, Бк/м^3, кінцевий період моделювання.

6.6 Висновки до розділу 6

1. Розроблено нову систему прогнозування радіоактивного забруднення водойми-охолоджувача ЧАЕС, р. Прип’ять і Київського водосховища. Вона

включає математичні моделі, які розроблялися і вдосконалювалися протягом всього Проєкту. Моделі інтегровано в графічне середовище системи із використанням технології розподіленого об’єкта-обгортки. Середовище дозволяє автоматично запускати моделі в режимі ланцюжка для розгляду комбінованих сценаріїв забруднення водних об’єктів та створення нових сценаріїв.

2. Зібрану та уточнену в рамках Проєкту інформацію про досліджувані водойми: р. Прип’ять, Київське водосховище, ВО ЧАЕС було використано для налаштування моделей, які дозволяють проводити чисельне моделювання змін радіоактивного забруднення в зазначених водоймах.

3. Усього налаштовано чотири моделі: модель змиву з водозбору RETRACE, модель одновимірного переносу RIVTOX, модель двовимірного переносу COASTOX, боксова модель POSEIDON-F. Налаштовані моделі були використані для розгляду наступних історичних та гіпотетичних потенційно небезпечних сценаріїв:

1) Гіпотетичний прорив лівобережної дамби на заплаві Прип’яті (модель COASTOX).

2) Сценарії змиву нуклідів з водозбору Прип’яті під час весіннього сніготанення (моделі RETRACE та RIVTOX).

3) Циркуляція нуклідів в ставку-охолоджувачі ЧАЕС (модель POSEIDON-F).

4) Сценарій забруднення Київського водосховища під час днопоглиблювальних робіт (моделі COASTOX та POSEIDON-F).

4. Розроблена система прогнозування встановлена в Центрі прогнозування наслідків радіаційних аварій Українського гідрометеорологічного центру ДСНС України, про що свідчить Акт впровадження, скан-копія якого подається в Додатку Б.

РОЗДІЛ 7

Завершення розвитку моделі затоплення річкових заплав для графічних карт. Проведення сценарних розрахунків затоплень м. Києва для весняних повеней різної забезпеченості та сценаріїв руйнування греблі Київської ГЕС

Під час роботи за проектом на попередніх етапах була розроблена паралельна модель затоплення річкових заплав COASTOX для багатопроцесорних систем та графічних процесорів (GPU – graphics processing unit) [70]. Модель була налагоджена для прогнозування затоплення берегів Дніпра в м. Києві та інтегрована в новий програмний комплекс для підтримки прийняття рішень під час повеней у Києві, описаний в наступному розділі даного звіту. Модель калібрована і верифікована за даними повеней 1979 р. і 2004 р. Досліджено ефективність її прискорення на GPU порівняно із багатопроцесорними системами та непаралельною версією та проведено аналіз швидкості моделювання повеней у Києві в залежності від розміру розрахункової сітки. Показано, що версія двовимірної моделі розрахунку зон затоплень з використанням паралельних розрахунків на графічних процесорах GPU, розроблена в ході виконання Проєкту, дає прискорення розрахунків у порівнянні з класичним методом паралельних розрахунків на Робочій станції з багатоядерним процесором у 8,59 разів (167 разів порівняно з непаралельними розрахунками). Опис моделі, результати її тестування і верифікації представлені у звітах за попередні етапи Проєкту.

На попередньому етапі було проведено моделювання затоплення заплави Дніпра в м. Києві під час весняного водопілля 2021 р. за прогностичним сценарієм розвитку весняної повені 2021 р., наданим УГМЦ, і реальними виміряними витратами. На поточний етап проекту заплановано прогноз затоплення берегів Дніпра в м. Києві під час весняних повеней різної забезпеченості (AEP – annual exceedance probability), а також внаслідок руйнування греблі Київської ГЕС.

7.1 Моделювання затоплення берегів Дніпра в м. Києві під час весняних повеней різної забезпеченості

Визначення зон затоплення при повенях різної забезпеченості важливе для оцінки ризиків для населення та об'єктів господарювання, планування заходів з попередження негативних наслідків повеней і пом'якшення їхніх наслідків. У відповідності до директиви 2007/60/ЕС Європейського парламенту [71], щодо оцінки та управління ризиками повеней, для моделювання були обрані повені високої вірогідності, забезпеченістю 50% і 25%, середньої вірогідності, забезпеченістю 10%, 5% і 3%, та низької вірогідності забезпеченістю 1% і 0,1%.

Максимальні витрати весняних повеней у бесейні Дніпра необхідних забезпеченостей було розраховано УГМЦ на першому етапі проекту для пунктів спостережень на річках Сож, Прип'ять, Десна, поста Річиця – р. Верхній Дніпро та р. Дніпро в м. Києві (Таблиця 7.1).

Таблиця 7.1 – Максимальні витрати ($м^3/с$) води весняного водопілля різної ймовірності перевищення (забезпеченості) Дніпро-Київ (Річиця, Гомель, Мозир, Чернігів).

Річка - пост	Ймовірність перевищення (забезпеченість), %						
	0.1	1	3	5	10	25	50
р. Сож – м. Гомель	11160	6900	5130	4370	3410	2210	1340
р. Верхній Дніпро – с. Річиця	8660	5560	4270	3730	3020	2120	1440
р. Прип'ять – м. Мозир	8760	5470	4140	3580	2870	1970	1300
р. Десна – м. Чернігів	14500	7950	5620	4660	3520	2210	1320
р. Дніпро – м. Київ	**36394**	**21790**	**16097**	**13708**	**10731**	**7085**	**4485**

Для моделювання повені у Києві в моделі необхідно задати відповідні граничні умови: на вхідних границях – гідрограф витрат Десни, гідрограф Дніпра –

скиду в нижньому б’єфі Київської ГЕС, на вихідний границі – рівні води на верхньому б’єфі Канівської ГЕС. Сценарні гідрографи р. Десна розроблялись на основі гідрографа історичної повені 1970 р. (рис. 7.1).

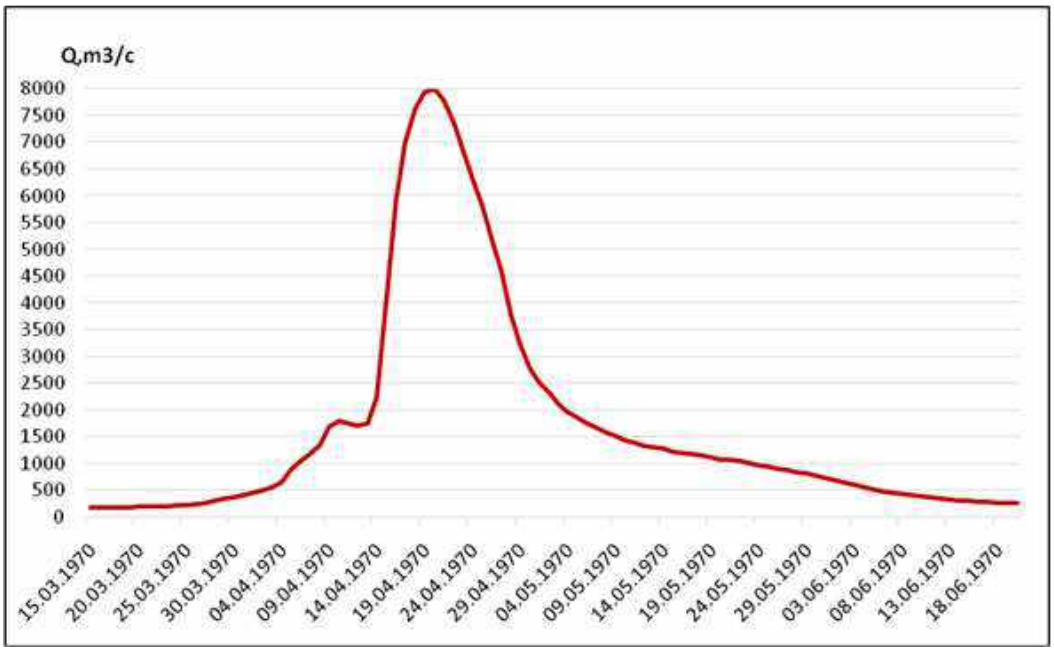


Рисунок 7.1 – Гідрограф стоку історичного водопілля 1970 р. на р. Десна – м. Чернігів.

Вони будувались так, щоб максимальна витрата за гідрографом дорівнювала витраті відповідної забезпеченості у пункті спостережень на р. Десна (передостанній рядок у Таблиці 7.1). Отримані гідрографи витрат Десни представлені на рис. 7.2.

Сценарні гідрографи скиду Київської ГЕС розроблялись на основі гідрографів високих водопіль 1970 і 1979 рр. на р. Прип’ять (рис. 7.3) і гідрографів повені 1970 р. на Верхньому Дніпрі і р. Сож (рис. 7.4).

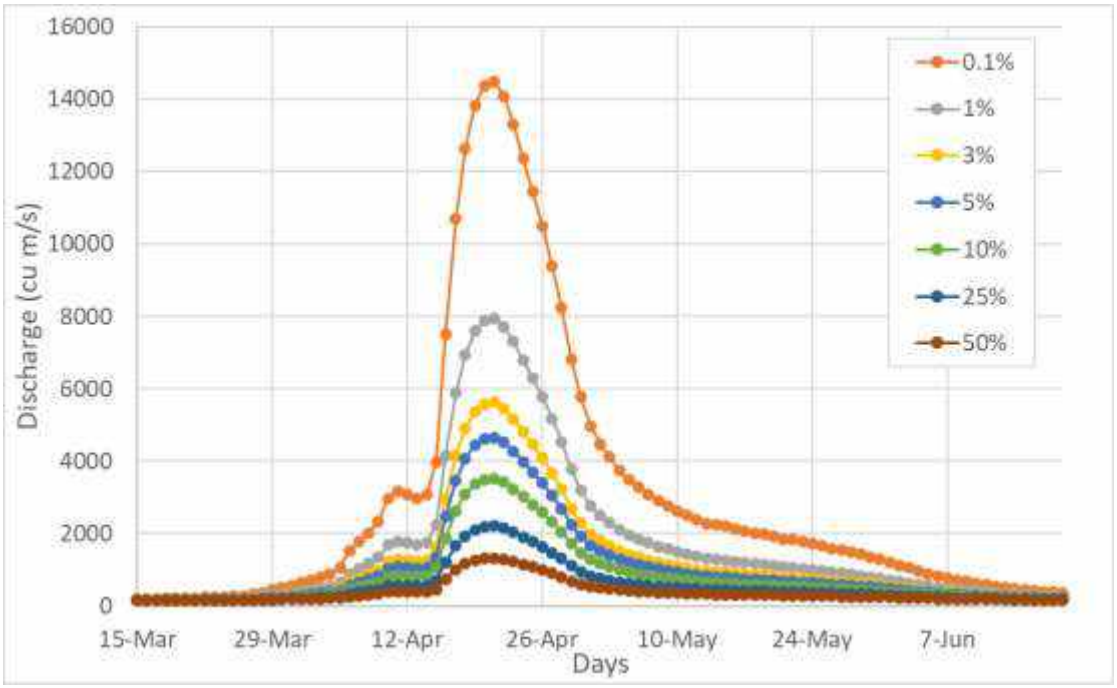


Рисунок - 7.2 – Сценарні гідрографи витрат р. Десна під час весняних повеней різної забезпеченості

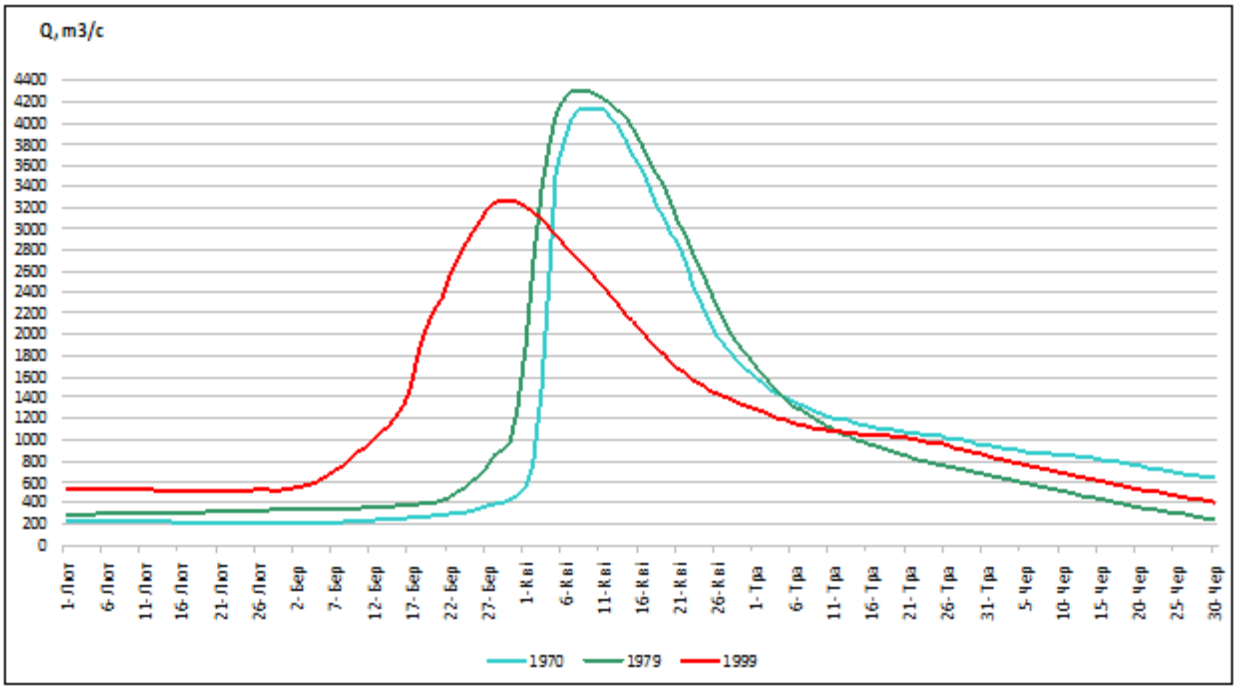


Рисунок 7.3 – Гідрограф стоку водопілля р. Прип’ять – м. Мозир за 1970, 1979 і 1999 рр.

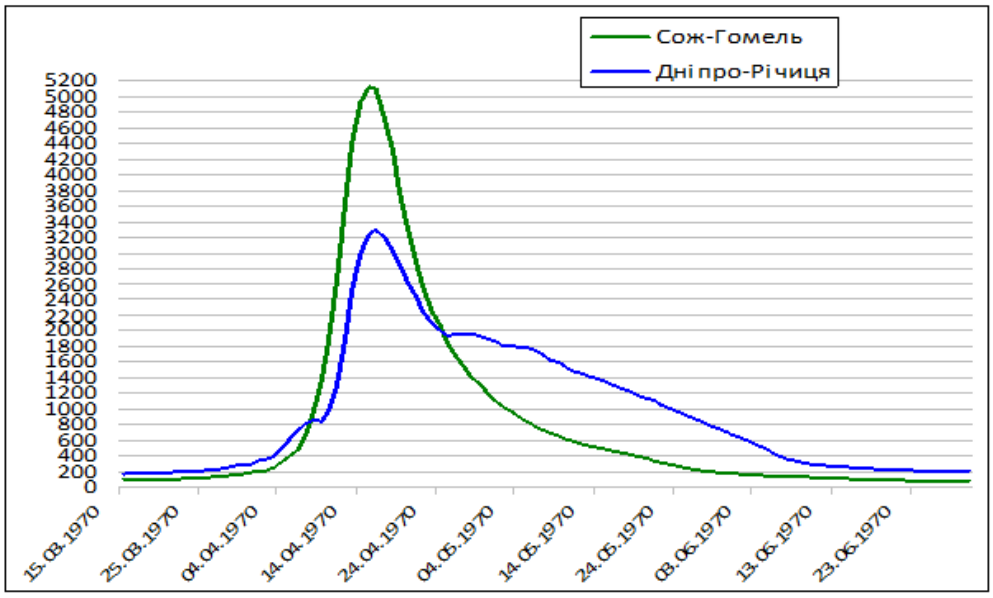


Рисунок 7.4 – Гідрограф стоку водопілля р. Дніпро – с. Річиця, р. Сож – м. Гомель, 1970 р.

Гідрографи коректувались так, щоб максимум повної витрати, тобто сума витрат Десни і скиду ГЕС, дорівнював витраті відповідної забезпеченості р. Дніпро у м. Києві (останній рядок у Таблиці 7.1). Побудовані гідрографи витрат Дніпра представлені на рис. 7.5.

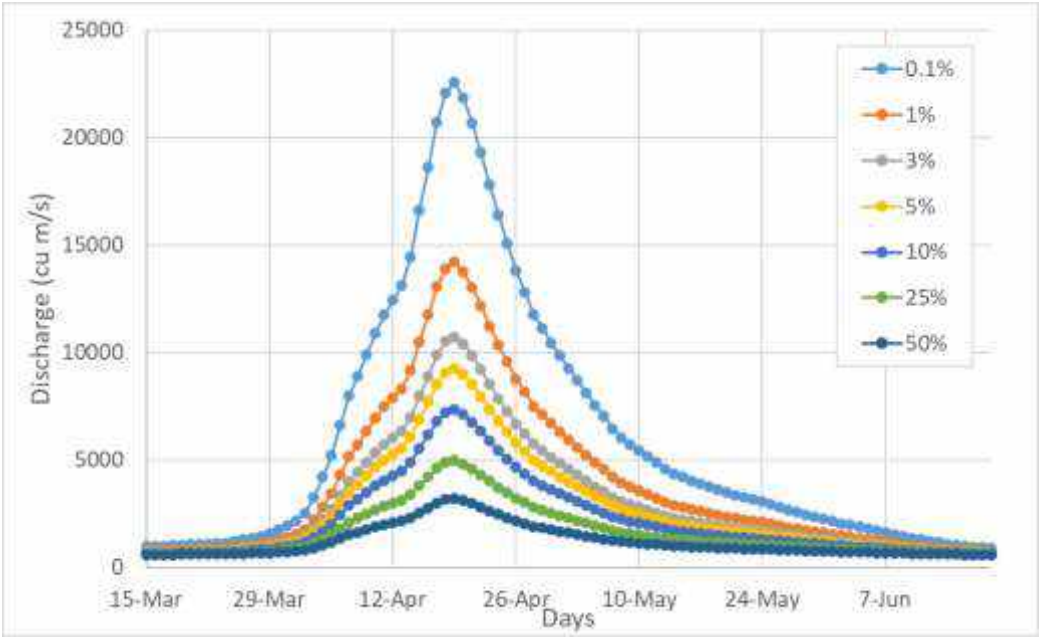


Рисунок 7.5 – Сценарні гідрографи витрат р. Дніпро (скид Київської ГЕС) під час весняних повеней різної забезпеченості

Для сценаріїв весняних повеней різної забезпеченості був обраний період моделювання 30 днів від 1 квітня до 1 травня. Рівень води на вихідній границі для всіх сценаріїв приймався сталим, рівним нормальному підпірному рівню (НПР) Канівської ГЕС – 91.5 мБС. Розрахунки проводились на програмному комплексі прогнозування повеней у Києві, встановленому на придбаному за кошти Проєкту ноутбуці Asus ROG Strix G15, з 16 GB оперативної пам’яті, 8-ядерним процесором AMD Ryzen 7 4800HS і графічною картою NVIDIA GeForce RTX 2060 Max-Q (архітектура Turing, 1920 ядер частотою 1.185 GHz, 6 GB оперативної пам’яті).

Час моделювання залежить від величин витрат Десни і Дніпра, що обумовлено тим, що часовий крок чисельної схеми моделі визначається з умови Куранта, він зменшується із зростанням швидкостей течії і глибин в комірках розрахункової сітки. Для найнижчої повені забезпеченістю 50% час розрахунку склав 1 годину 20 хвилин, а для найвищої забезпеченістю 0.1% – 1 годину 40 хвилин.

Моделююча частина програмного комплексу розраховує змінні протягом повені швидкості, глибини і рівні води у вузлах/комірках розрахункової сітки і обраних контрольних точках уздовж русла Дніпра та записує їхні значення із заданими часовими інтервалами у зовнішні файли. Після завершення моделювання вона виводить у файли рівні води у вузлах/комірках максимальні за весь час повені.

Максимальні значення рівнів води зберігаються у PostgreSQL базі даних. Надалі вони витягуються із бази і використовуються ГІС модулем програмного комплексу для побудови зони затоплення і розрахунку глибин затоплення у містах розташування об’єктів особливого значення. ГІС модуль візуалізує зону затоплення на векторній карті Києва і дозволяє зберегти карту затоплення у растровий файл зображення із заданою роздільною здатністю.

Створені у ГІС застосунку карти затоплення берегів Дніпра в м Києві внаслідок весняних повеней обраних забезпеченостей 50, 25, 10, 5, 3, 1 і 0.1 % зображені відповідно на рис. 7.6, 7.7, 7.8, 7.9, 7.10, 7.11 і 7.12.

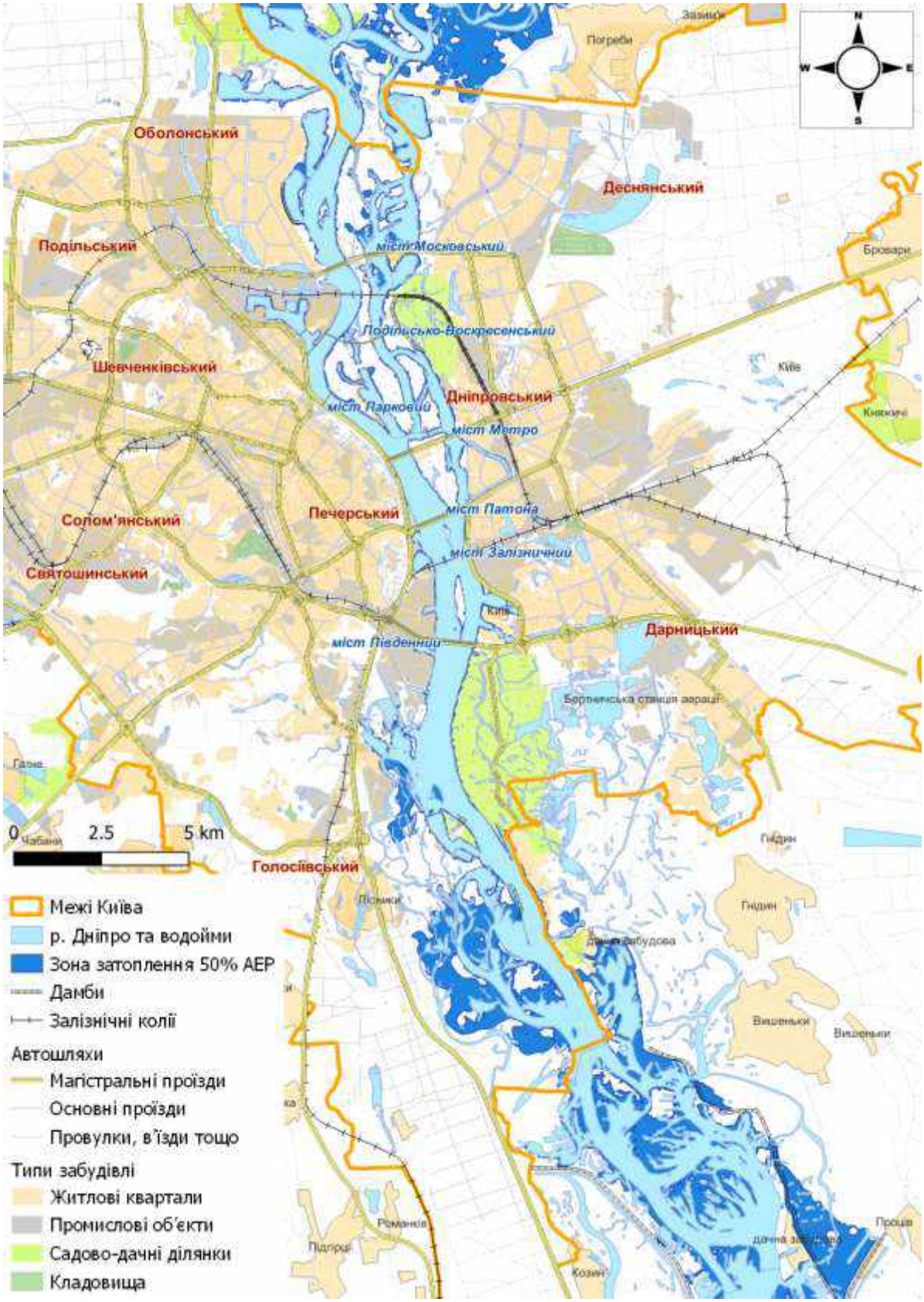


Рисунок 7.6 – Карта затоплення заплави Дніпра в м. Києві внаслідок весняної повені забезпеченістю 50 % (максимальна витрата Дніпра в Києві – 4485 м^3/с)

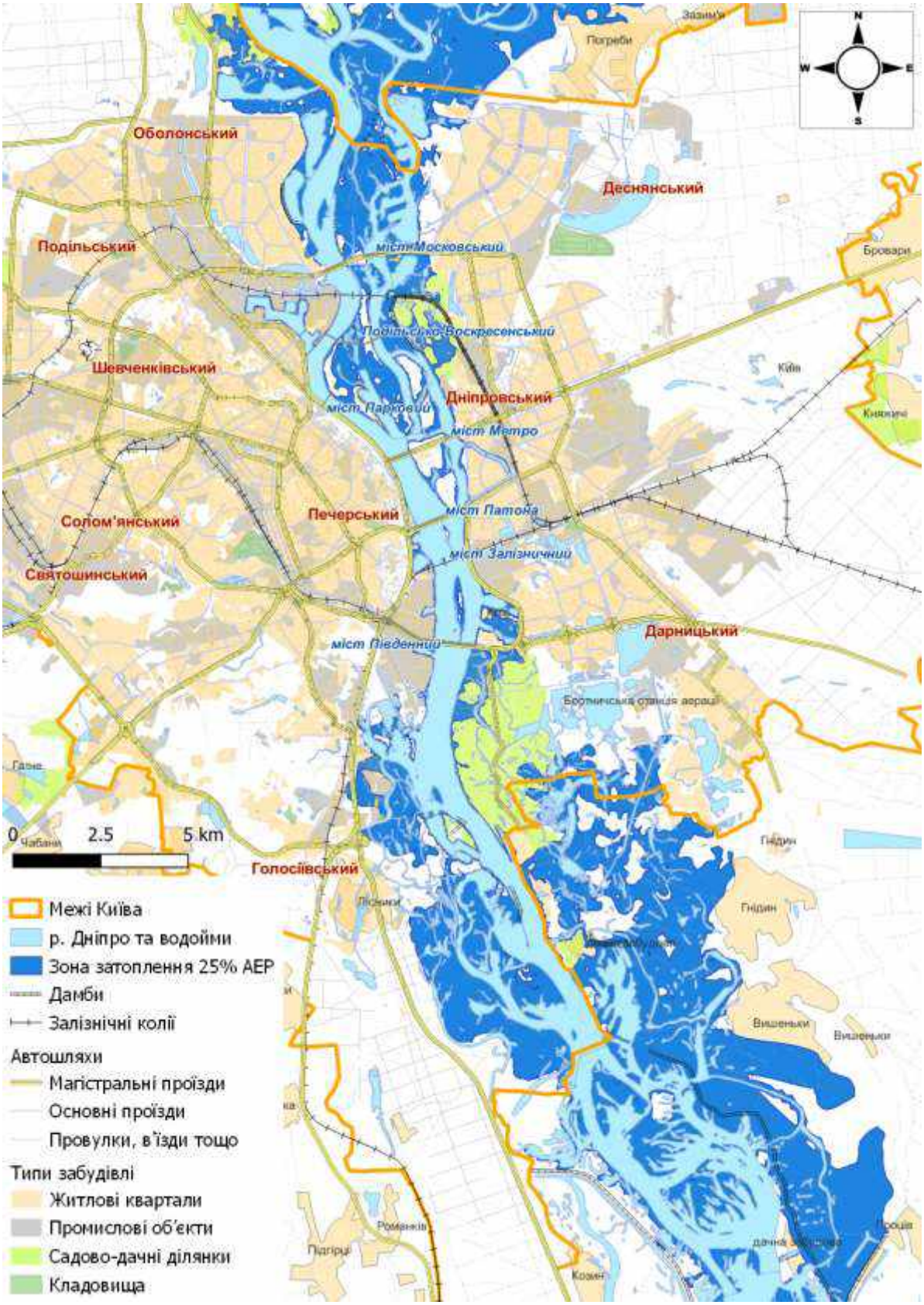


Рисунок 7.7 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок весняної повені забезпеченістю 25 % (максимальна витрата Дніпра в Києві – 7085 м^3/с)

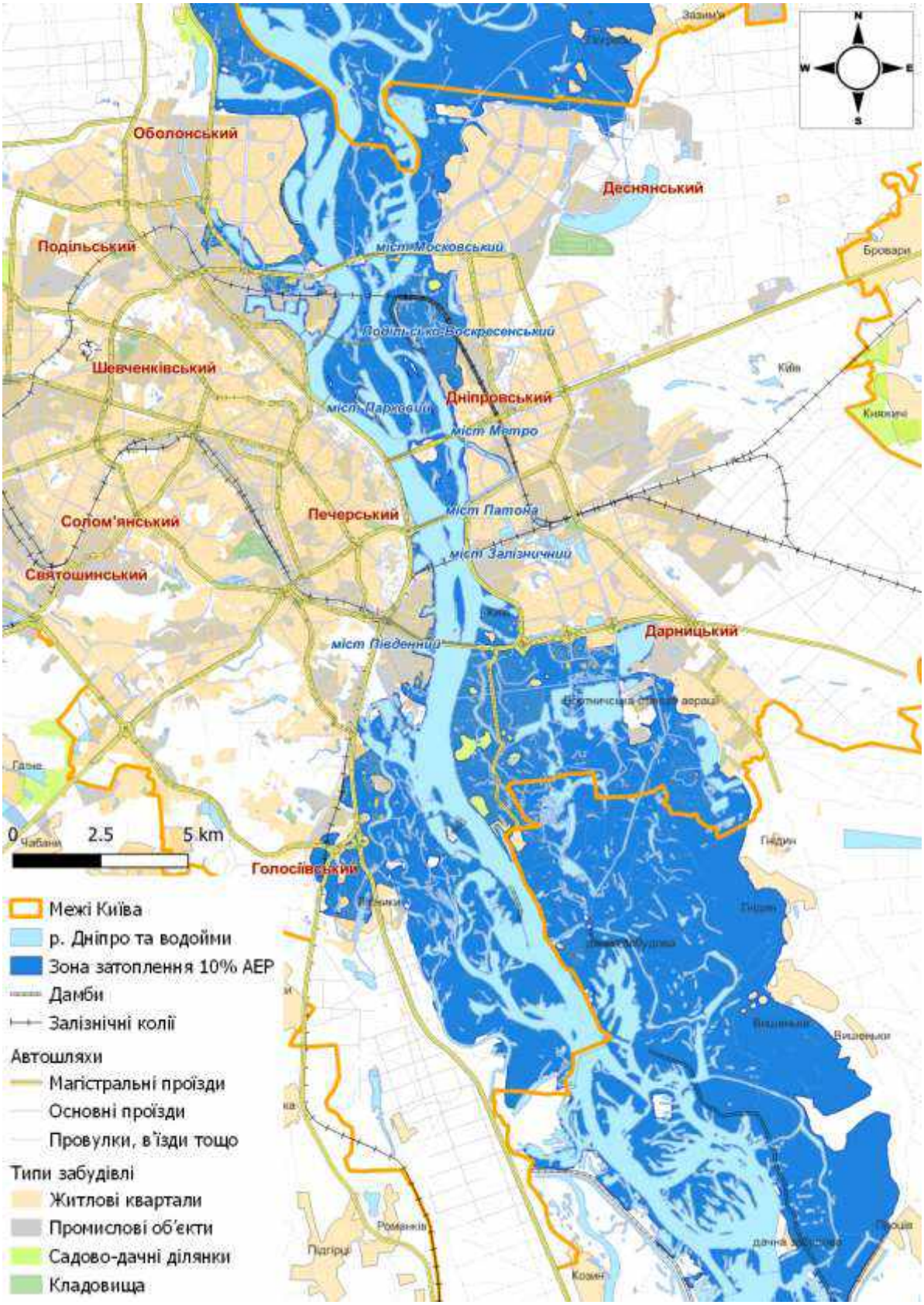


Рисунок 7.8 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок весняної повені забезпеченістю 10 % (максимальна витрата Дніпра в Києві – 10731 м^3/с)

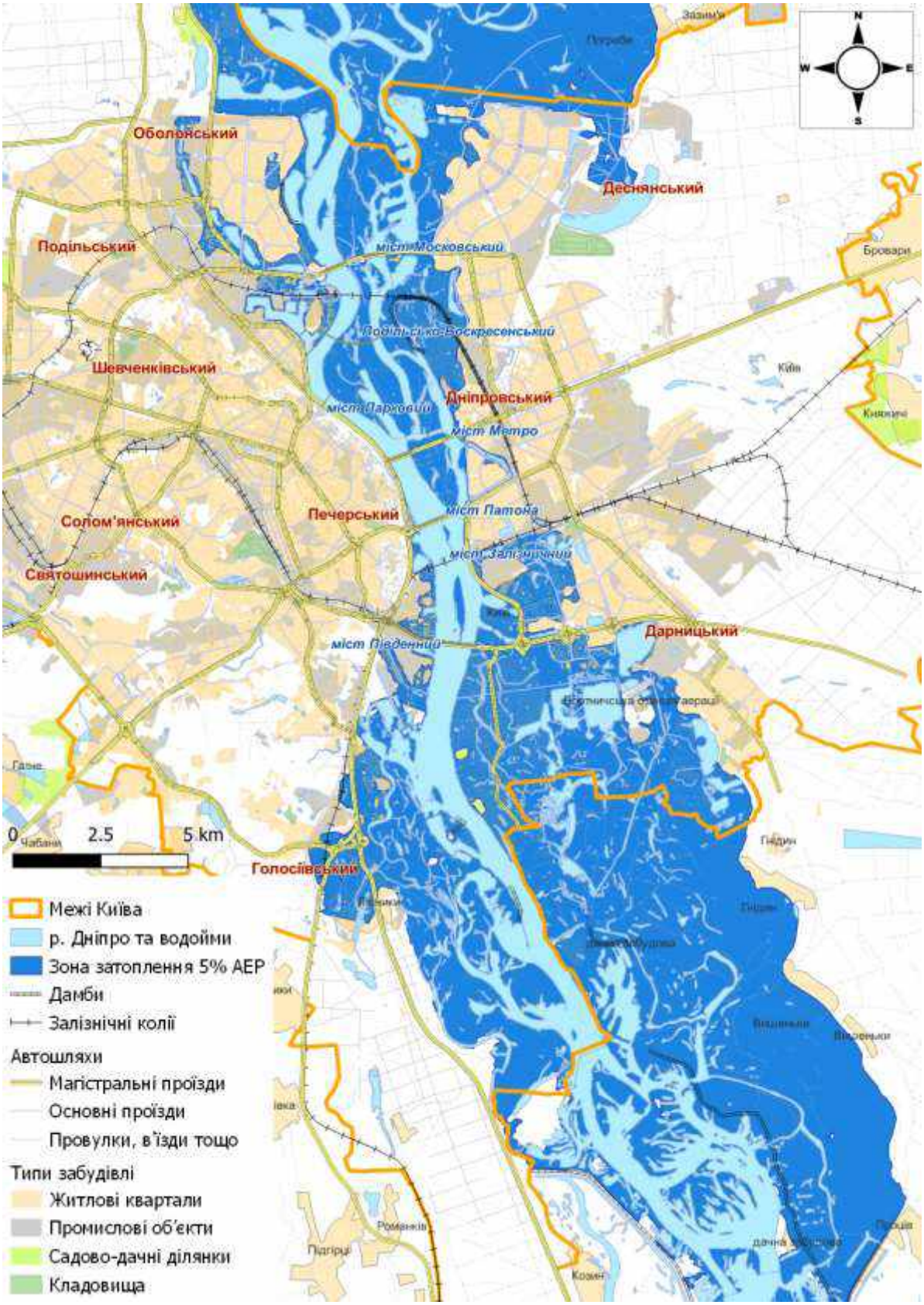


Рисунок 7.9 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок весняної повені забезпеченістю 5 % (максимальна витрата Дніпра в Києві – 13708 м^3/с)

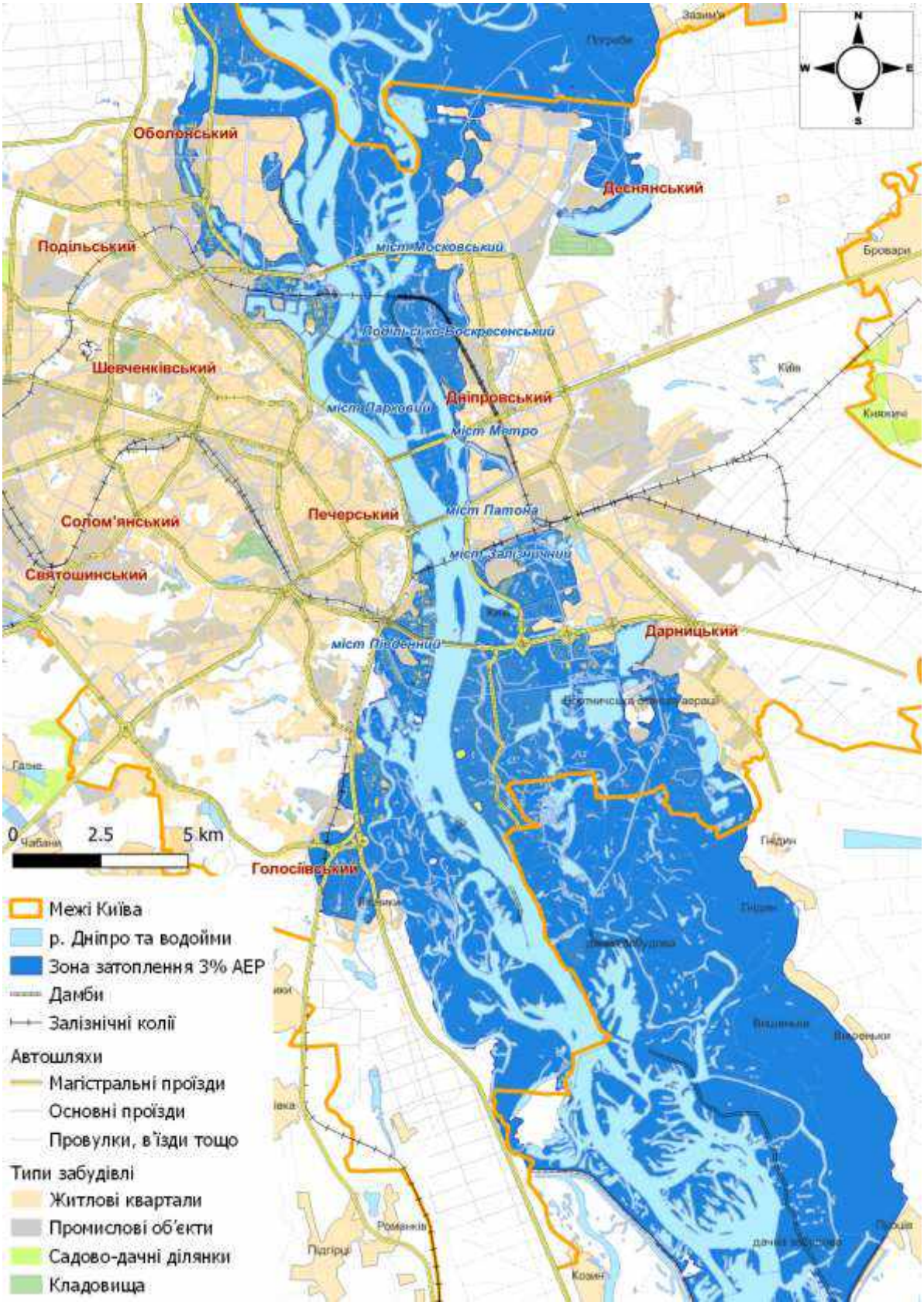


Рисунок 7.10 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок весняної повені забезпеченістю 3 % (максимальна витрата Дніпра в Києві – 16097 м^3/с)

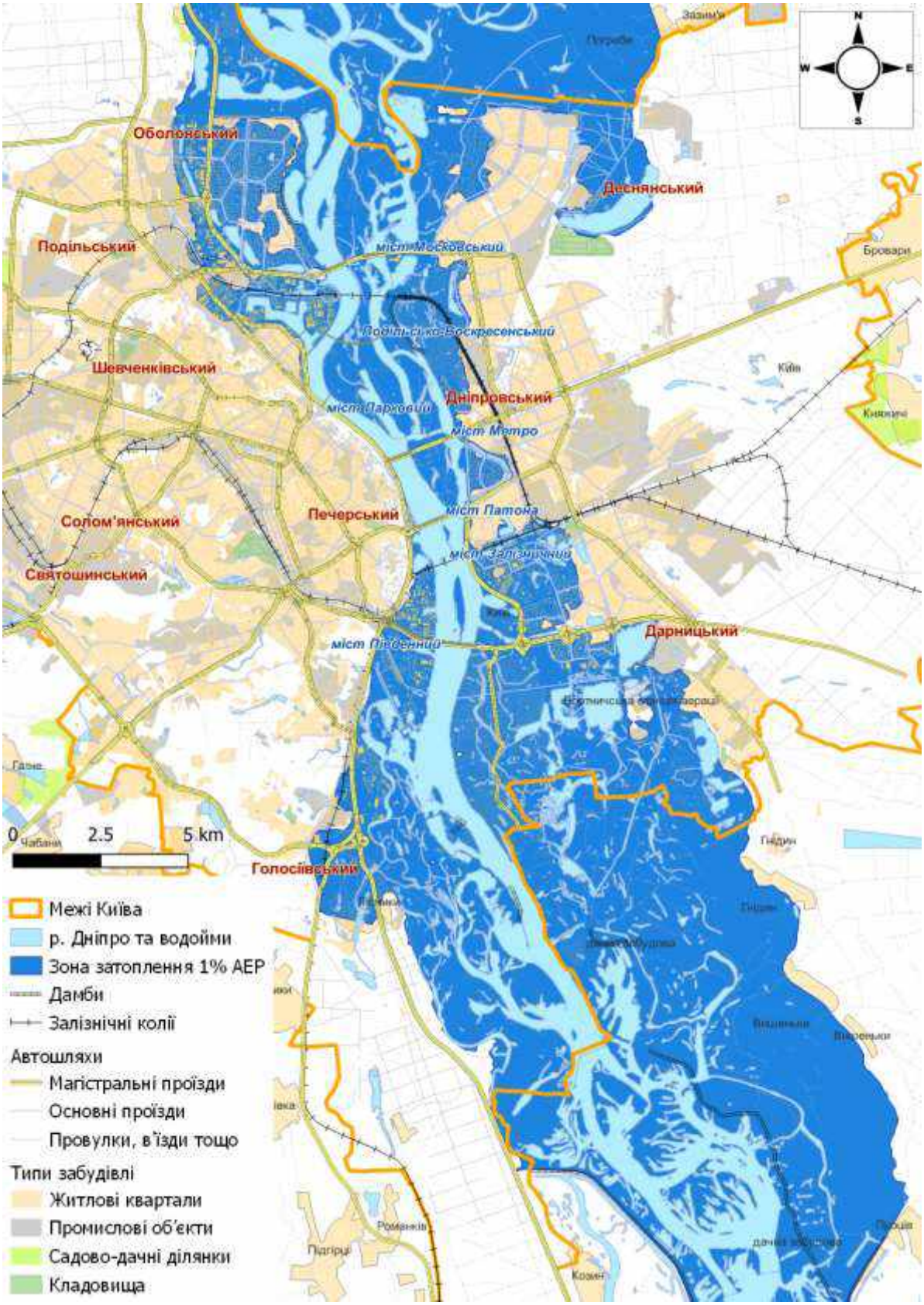


Рисунок 7.11 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок весняної повені забезпеченістю 1 % (максимальна витрата Дніпра в Києві – 21790 м^3/с)

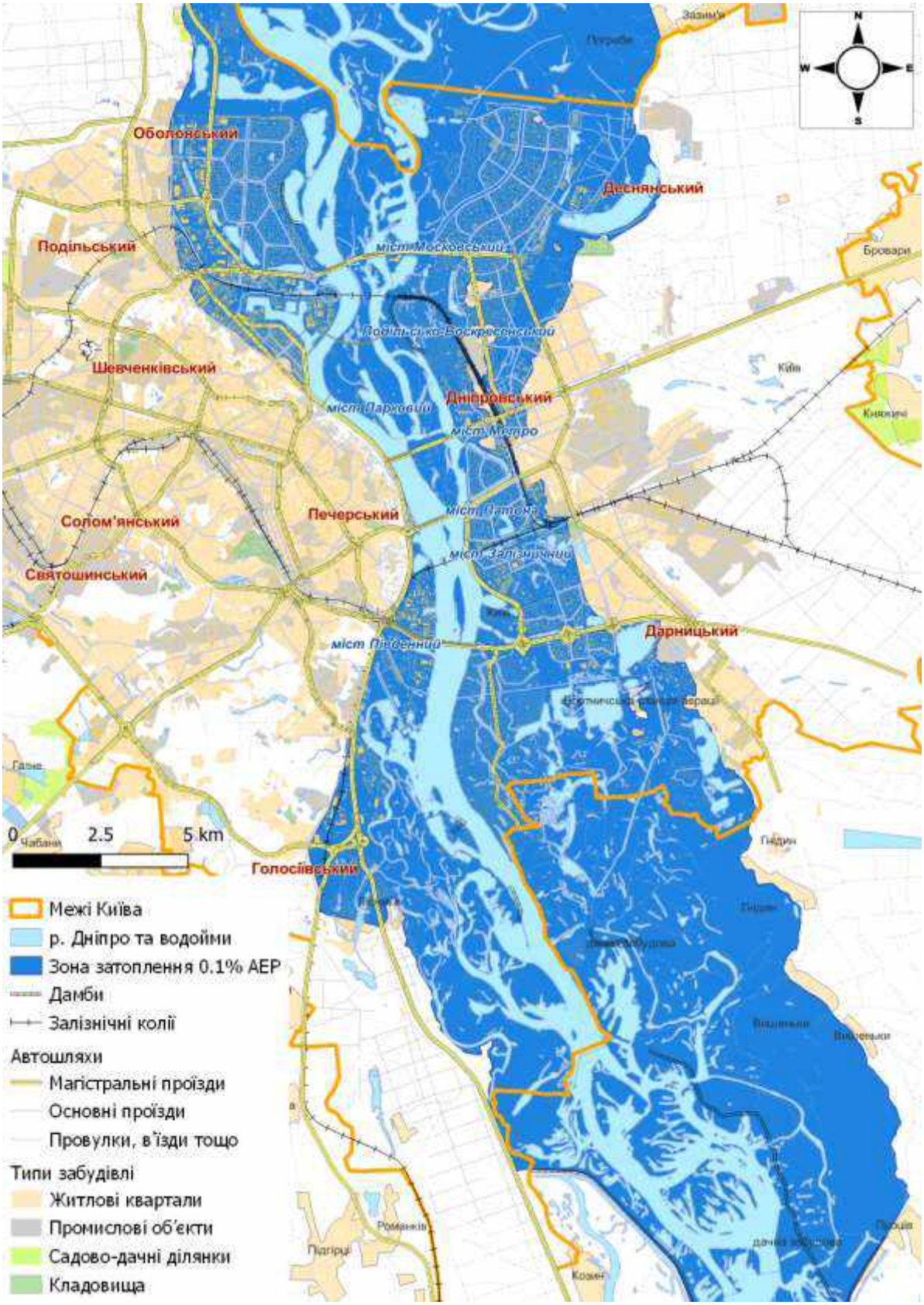


Рисунок 7.12 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок весняної повені забезпеченістю 0.1 % (максимальна витрата Дніпра в Києві – 36394 $м^3/с$)

Підняття рівня води під час повені в контрольних точках уздовж русла Дніпра порівняно із рівнем в цих точках, при середніх витратах Дніпра і Десни 500 і 200 м^3/с, і НПР Канівської ГЕС, для повеней всіх забезпеченостей представлені у Таблиці 7.2.

Таблиця 7.2 – Підняття рівня води у контрольних точках уздовж русла Дніпра під час весняних повеней забезпечінністю 50, 25, 10, 5, 3, 1 і 0.1 %.

Контрольна точка	Рівень при середніх умовах (мБС)	Підняття рівня (м) для повені забезпеченістю						
		50%	25%	10%	5%	3%	1%	0.1%
Київ ГЕС	91.61	2.27	3.64	5.13	6.13	6.83	8.32	11.17
Гирло Десни	91.61	2.23	3.60	5.07	6.06	6.76	8.25	11.08
Московський міст	91.59	1.95	3.25	4.65	5.59	6.25	7.70	10.59
Міст Метро	91.58	1.70	2.89	4.19	5.05	5.64	7.00	9.63
Південний міст	91.56	1.48	2.58	3.78	4.55	5.09	6.31	8.76
Бортничі	91.54	1.17	2.07	3.15	3.93	4.49	5.70	8.19
Вишеньки	91.54	1.06	1.85	2.89	3.64	4.19	5.38	7.84
Козин	91.53	0.83	1.57	2.55	3.27	3.81	4.99	7.42
Плюти	91.52	0.49	0.97	1.67	2.21	2.64	3.62	5.76
Українка	91.51	0.43	0.89	1.55	2.07	2.48	3.43	5.55
Кийлів	91.51	0.37	0.77	1.39	1.87	2.27	3.19	5.23
Ржищів	91.50	0.12	0.28	0.60	0.81	1.02	1.58	3.03
Переяслав-Хмельницький	91.50	0.02	0.05	0.11	0.18	0.24	0.44	1.15
Канів ГЕС	91.50	0.01	0.02	0.04	0.06	0.08	0.13	0.36

Відповідну зміну рівня в контрольних точках уздовж русла Дніпра для повеней всіх забезпеченостей зображено на рис. 7.13. Глибини і рівні води для віх прорахованих сценаріїв, весняних повеней забезпечінністю 50, 25, 10, 5, 3, 1 і 0.1 %, збережені в PostgreSQL базі даних програмного комплексу. Вони можуть бути використані для знаходження глибин затоплення в місцях розташування об’єктів особливого значення, створення карт небезпеки повеней, розрахунку ризиків повеней і розробки відповідних карт ризиків. Приклад розрахунку ризиків повеней і створення відповідних карт представлено у Розділі 9 даного звіту.

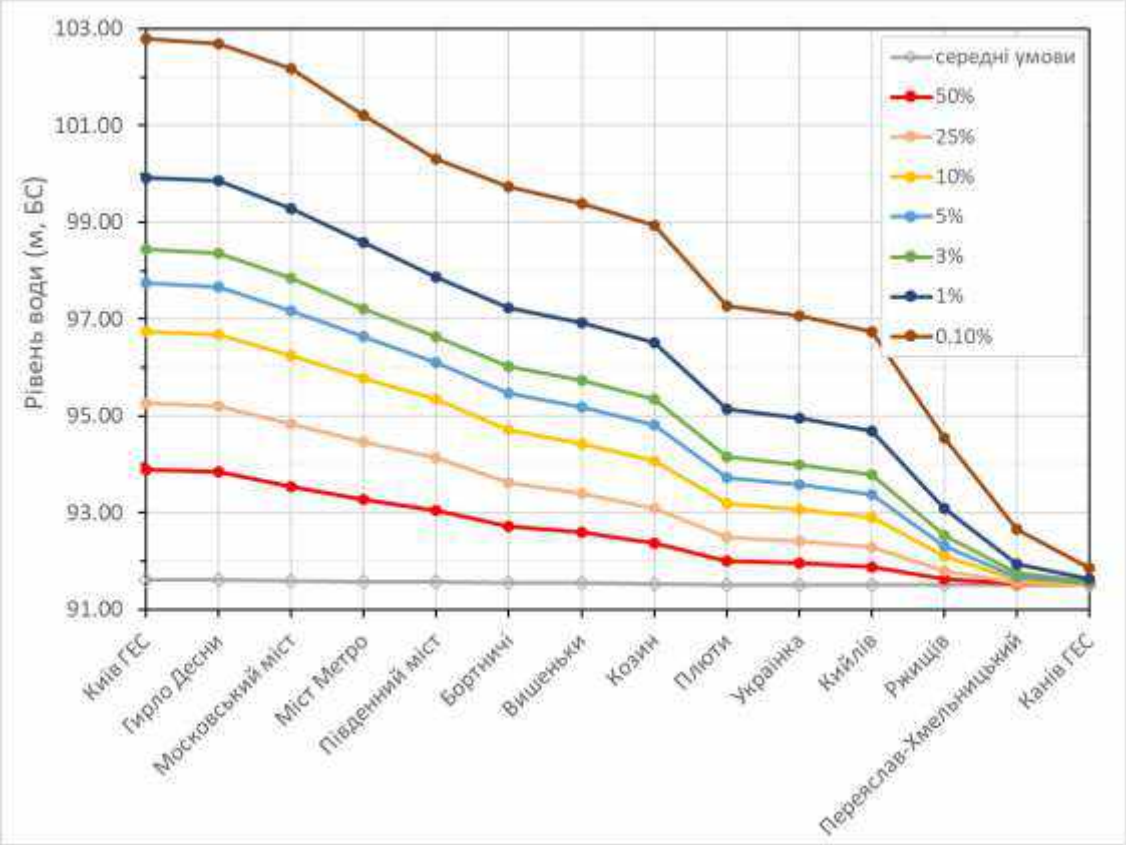


Рисунок 7.13 – Максимальний рівень води в контрольних точках уздовж русла Дніпра під час весняних повеней забезпечінністю 50, 25, 10, 5, 3, 1 і 0.1 %.

7.2 Моделювання затоплення берегів Дніпра в м. Києві внаслідок руйнування греблі Київської ГЕС

Особливості затоплення територій в результаті прориву дамб – їхній швидкий розвиток і можливі катастрофічні наслідки. Завдяки тому, що після прориву великі об’єми водних мас, швидко розповсюджуються, вони можуть пошкоджувати будівлі та споруди, призводить до людських втрат.

Для розробки стратегій адекватного реагування на прориви дамб та методів пом’якшення їхніх наслідків необхідний прогноз характеру затоплення територій внаслідок можливого прориву. Для моделювання наслідків руйнування греблі Київської ГЕС було розроблено двоетапний підхід.

На першому етапі розраховуються розподіли течій і рівнів води у Київському водосховищі і Дніпрі нижче греблі Київської ГЕС, які формуються на момент її руйнування. Для цього виконується моделювання на окремих сусідніх розрахункових сітках. На розрахунковій сітці моделі повеней у Києві розраховуються розподіли течій і рівнів води, що утворюються для заданих витрат Десни, скидів Київської ГЕС і рівнів води на верхньому б'єфі Канівської ГЕС. На розрахунковій сітці Київського водосховища обчислюються розподіли течій і рівнів води за заданими витратами Дніпра і Прип'яті на вхідних границях сітки і заданими скидами ГЕС на вихідній границі.

На другому етапі виконується моделювання наслідків руйнування греблі Київської ГЕС на об'єднаній розрахунковій сітці Київського водосховища і заплави Дніпра у Києві (рис. 7.14) з початковими умовами, розподілами течій і рівнів води, розрахованими на першому етапі.

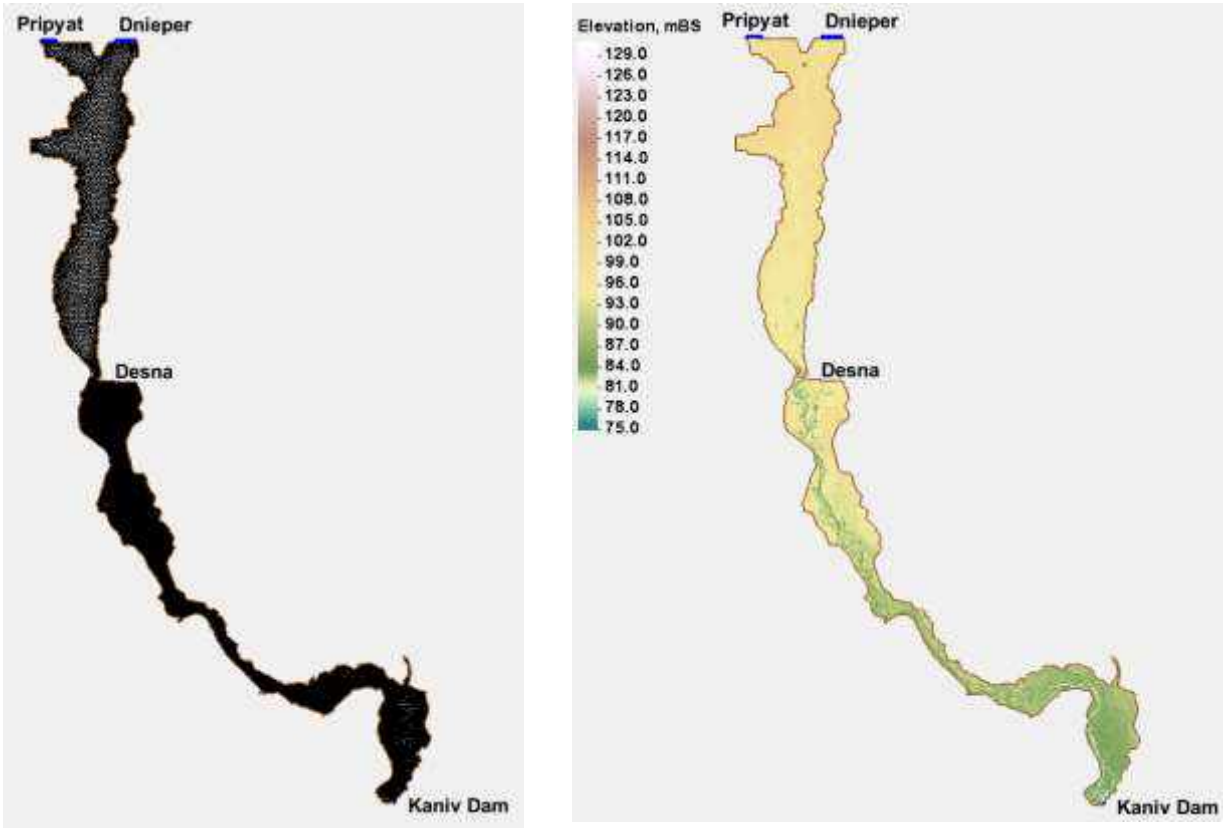


Рисунок 7.14 – Об'єднана розрахункова сітка Київського водосховища і заплави Дніпра у Києві. Загальний вигляд сітки із вказанням границь (зліва) і рельєф на сітці (справа).

Припускаємо, що руйнування греблі відбувається миттєво із утворенням прорану. Проран греблі відтворено на рельєфі сітки відповідним пониженням рельєфу, що показано на рис.7.15. На об’єднаній сітці маса води у водосховищі безпосередньо контактує із водами Дніпра нижче греблі. Внаслідок початкового перепаду рівнів у водосховищі і Дніпрі утворюється хвиля прориву, що швидко поширюється заплавою Дніпра.

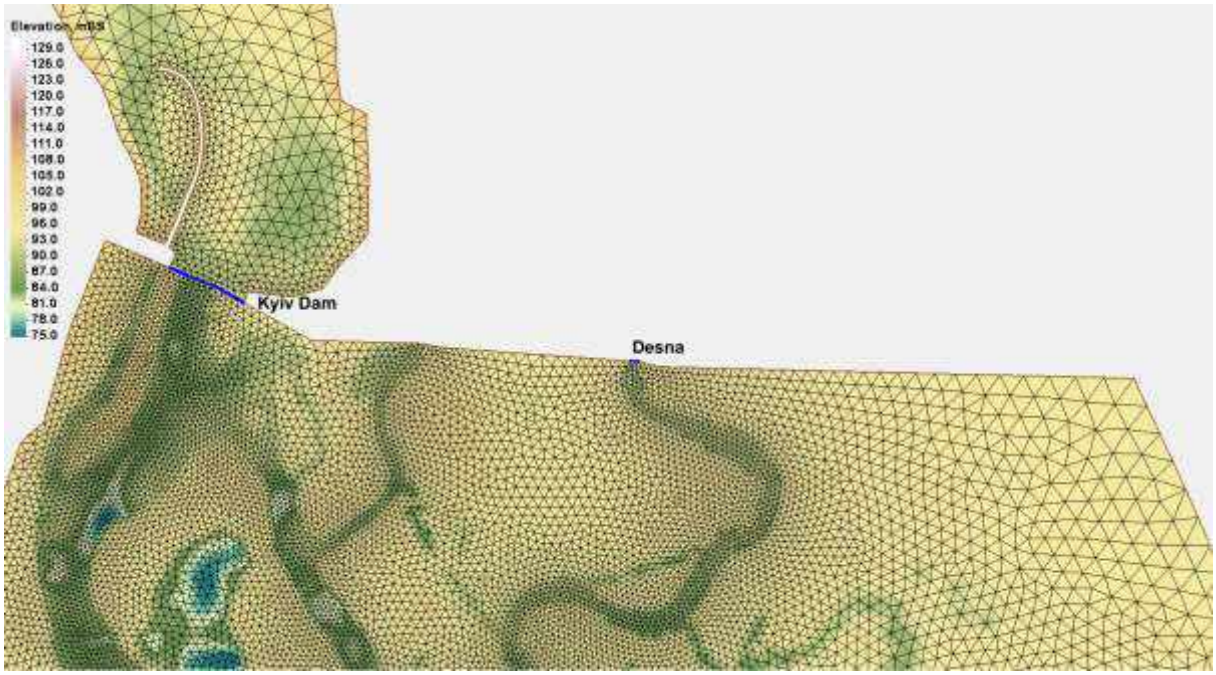


Рисунок 7.15 – Об’єднана розрахункова сітка Київського водосховища і заплави Дніпра у Києві в районі греблі Київської ГЕС. Проран греблі відтворено на рельєфі сітки відповідним пониженням рельєфу.

Розроблена гідродинамічна модель COASTOX прогнозує еволюцію течій, рівнів води і кінцеву зону затоплення берегів Дніпра внаслідок прориву. Масштаб затоплення залежить від величини прорану, рівня води у Київському водосховищі, режимів Дніпра і Десни на момент прориву. Ми задали проран шириною 400 м. Рівень води у Київському водосховищі поклали рівним 103 м у Балтійський системі висот, що відповідає НПР водосховища. Для режимів Десни і Дніпра обрали 4 сценарії: середні меженеві умови із витратами Дніпра і Десни 500 і 200 $м^3/с$, відповідно, та піки весняних повеней забезпеченістю 50 %, 10 % і 1 %.

Створені у ГІС застосунку карти затоплення берегів Дніпра в м Києві внаслідок руйнування греблі Київської ГЕС для розроблених сценаріїв зображені відповідно на Рис. 7.16, 7.17, 7.18, 7.19.

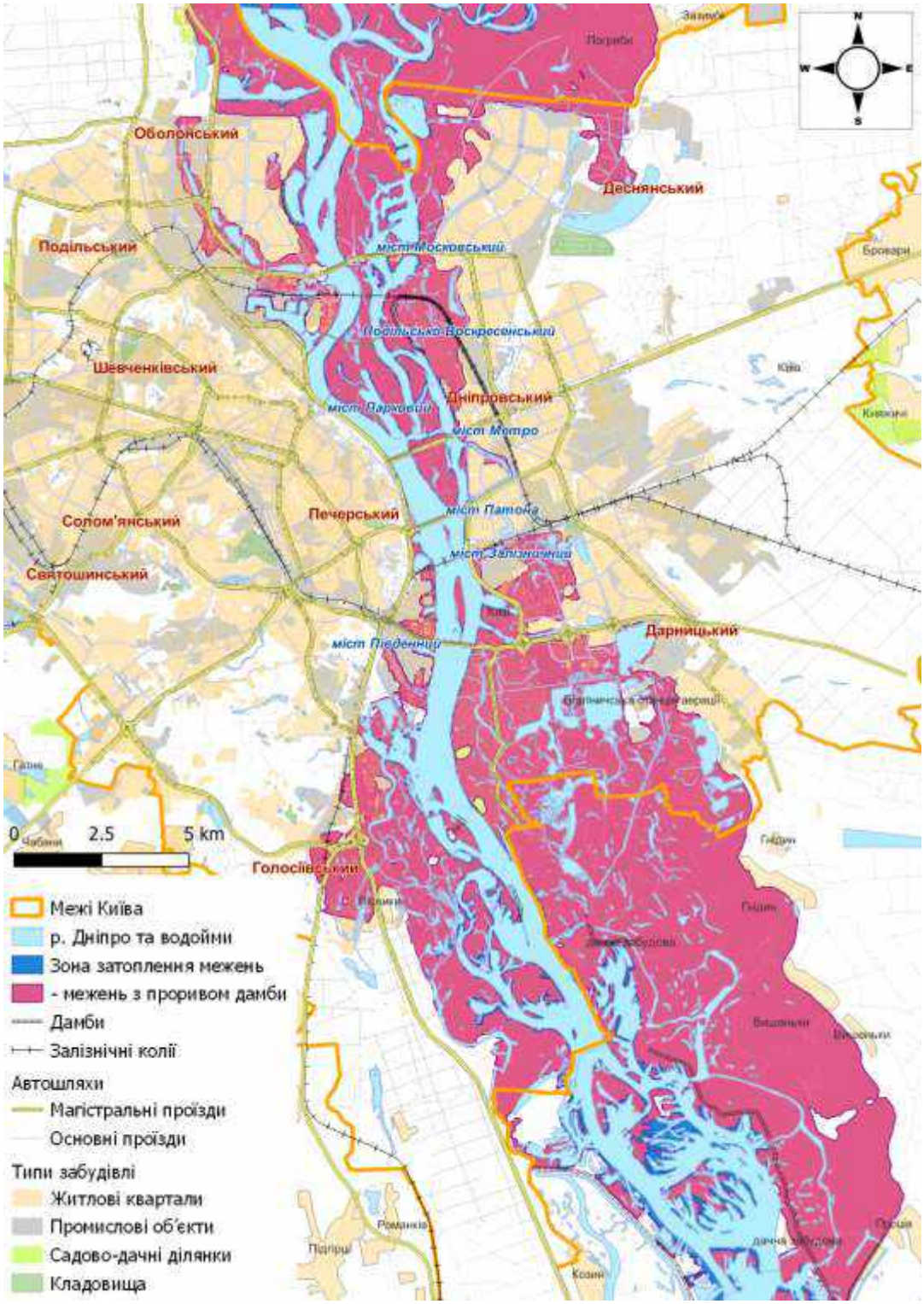


Рисунок 7.16 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок руйнування греблі Київської ГЕС в середні меженеві умови

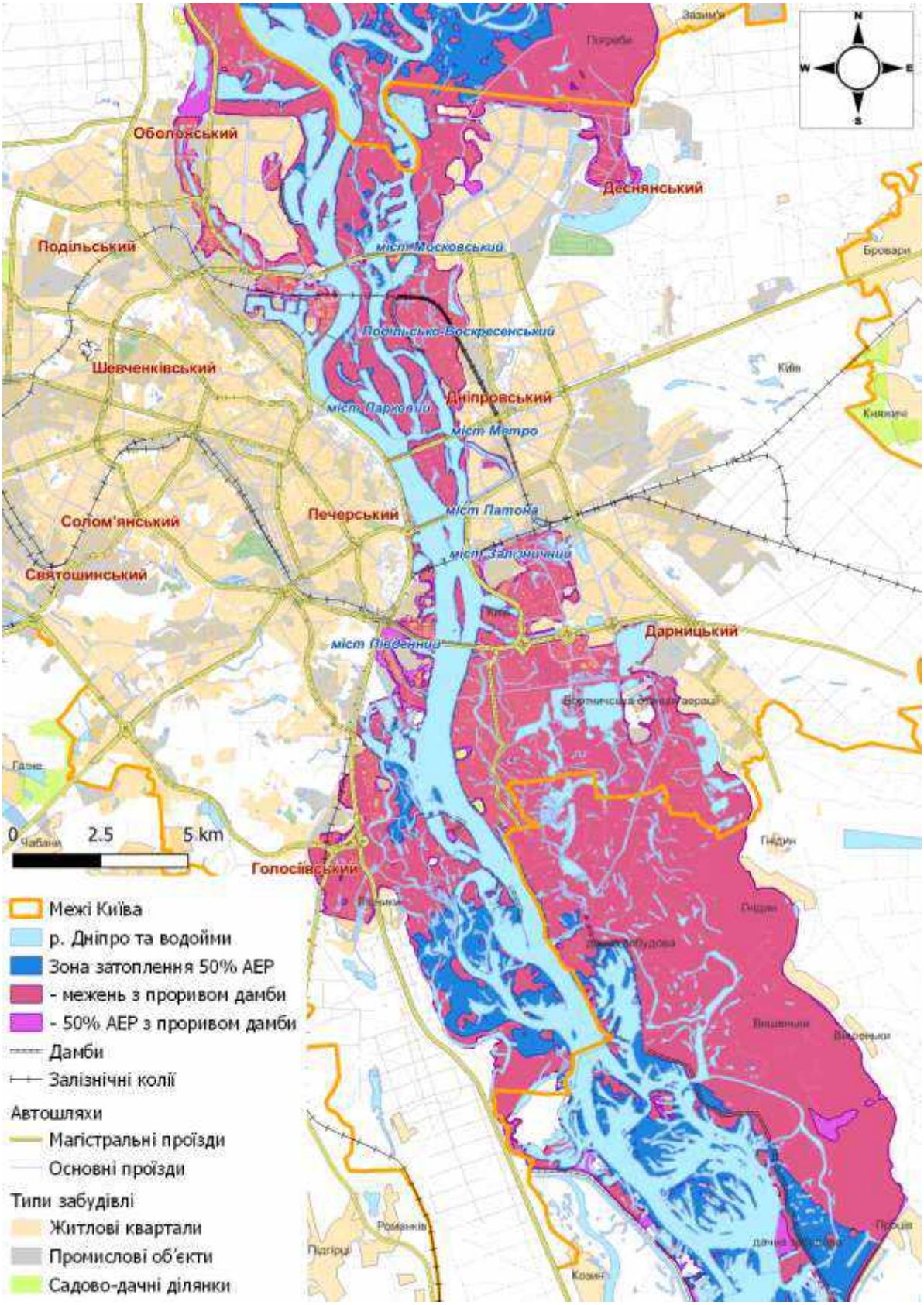


Рисунок 7.17 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок руйнування греблі Київської ГЕС в пік весняної повені забезпеченістю 50 %

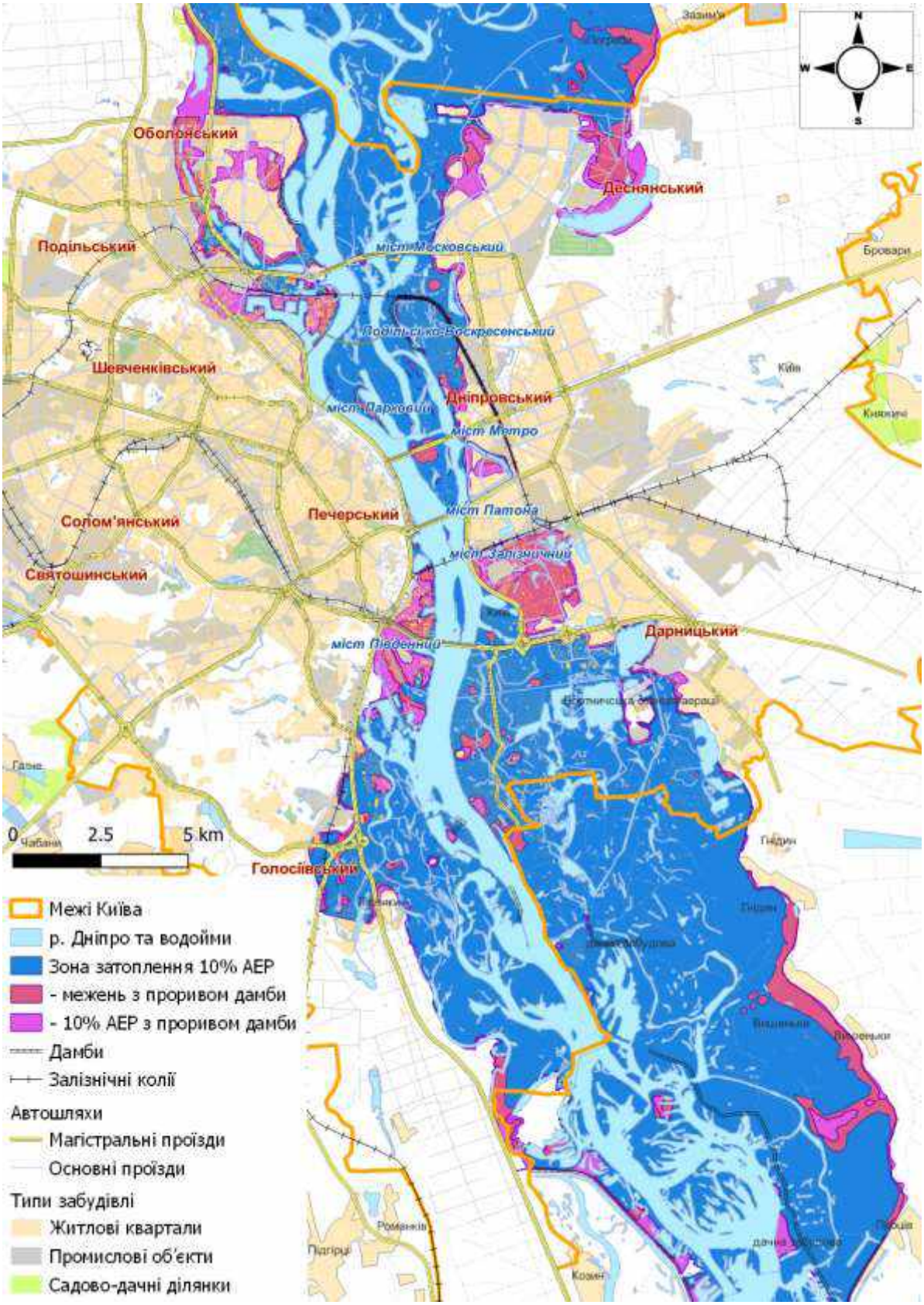


Рисунок 7.18 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок руйнування греблі Київської ГЕС в пік весняної повені забезпеченістю 10 %

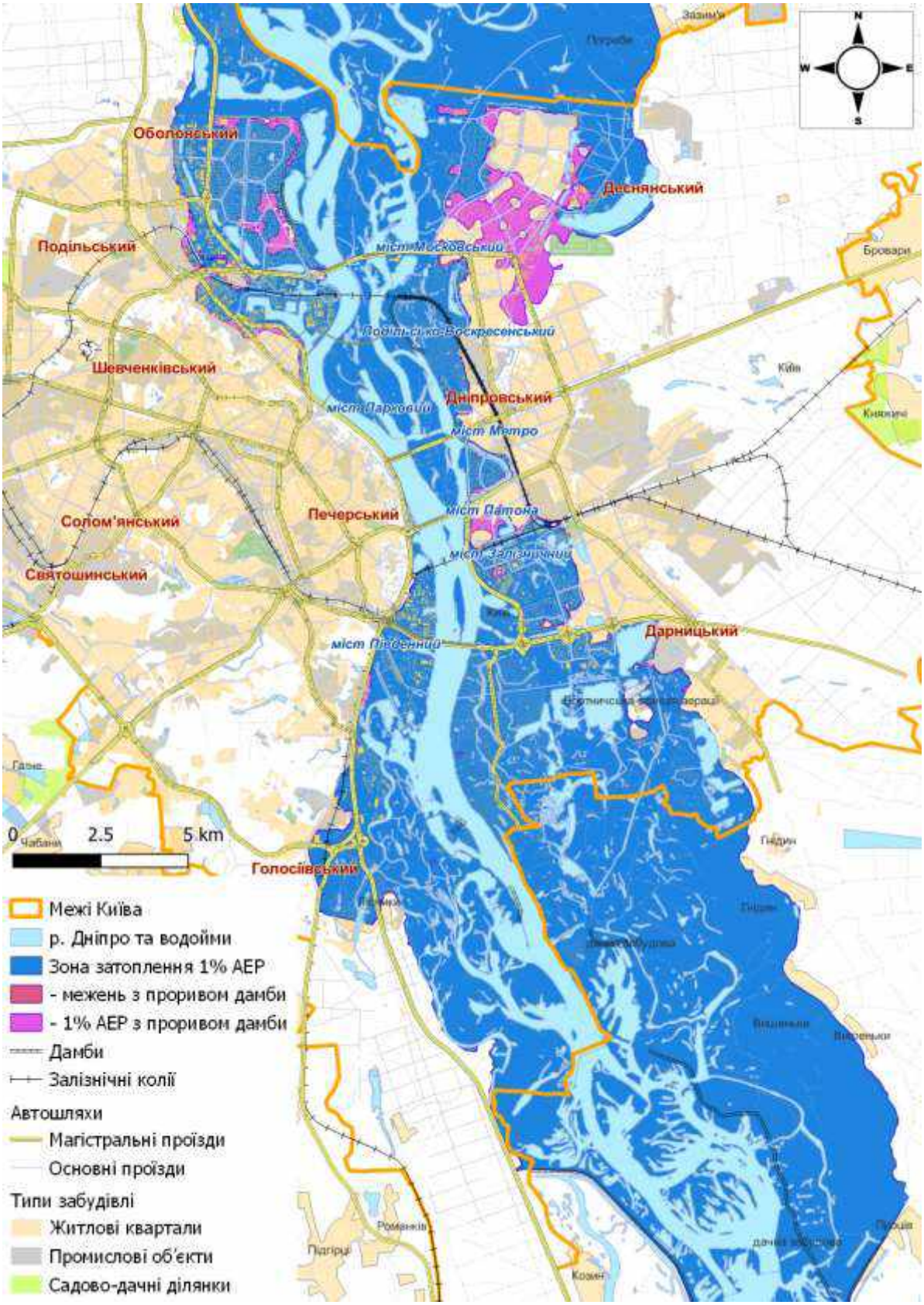


Рисунок 7.19 – Карта затоплення заплави Дніпра в м Києві внаслідок руйнування греблі Київської ГЕС в пік весняної повені забезпеченістю 1 %

З рис. 7.19 видно, що зона затоплення внаслідок руйнування греблі ГЕС в меженний період менша ніж зона затоплення під час весняної повені забезпеченістю 1 %. Своїми границями вона найбільш близька до зони затоплення під час весняної повені забезпеченістю 5%. Підняття рівня води під час прориву дамби ГЕС у контрольних точках уздовж русла Дніпра для всіх розглянутих сценаріїв представлено у Таблиці 7.3. Відповідну зміну рівня в контрольних точках уздовж русла Дніпра для всіх розглянутих сценаріїв зображено на рис. 7.20.

Таблиця 7.3 – Підняття рівня води у контрольних точках уздовж русла Дніпра внаслідок руйнування греблі Київської ГЕС в середні меженеві умови та під час весняних повеней забезпечінністю 50, 10 і 1 %.

Контрольна точка	Рівень при середніх умовах (мБС)	Підняття рівня (м) для сценарію						
		прорив при середніх умовах	повінь 50%	прорив в пік 50% повені	повінь 10%	прорив в пік 10% повені	повінь 1%	прорив в пік 1% повені
Київ ГЕС	91.61	6.45	2.27	6.78	5.13	7.49	8.32	8.74
Гирло Десни	91.61	6.34	2.23	6.69	5.07	7.42	8.25	8.71
Московський міст	91.59	5.80	1.95	6.13	4.65	6.85	7.70	8.16
Міст Метро	91.58	5.11	1.70	5.41	4.19	6.15	7.00	7.40
Південний міст	91.56	4.46	1.48	4.78	3.78	5.49	6.31	6.67
Бортничі	91.54	3.76	1.17	4.11	3.15	4.87	5.70	6.06
Вишеньки	91.54	3.47	1.06	3.81	2.89	4.56	5.38	5.74
Козин	91.53	3.10	0.83	3.44	2.55	4.18	4.99	5.35
Плюти	91.52	2.06	0.49	2.33	1.67	2.93	3.62	3.93
Українка	91.51	1.93	0.43	2.18	1.55	2.76	3.43	3.74
Кийлів	91.51	1.74	0.37	1.98	1.39	2.53	3.19	3.48
Ржищів	91.50	0.74	0.12	0.87	0.60	1.18	1.58	1.78
Переяслав-Хмельницький	91.50	0.16	0.02	0.20	0.11	0.29	0.44	0.52
Канів ГЕС	91.50	0.05	0.01	0.06	0.04	0.09	0.13	0.16

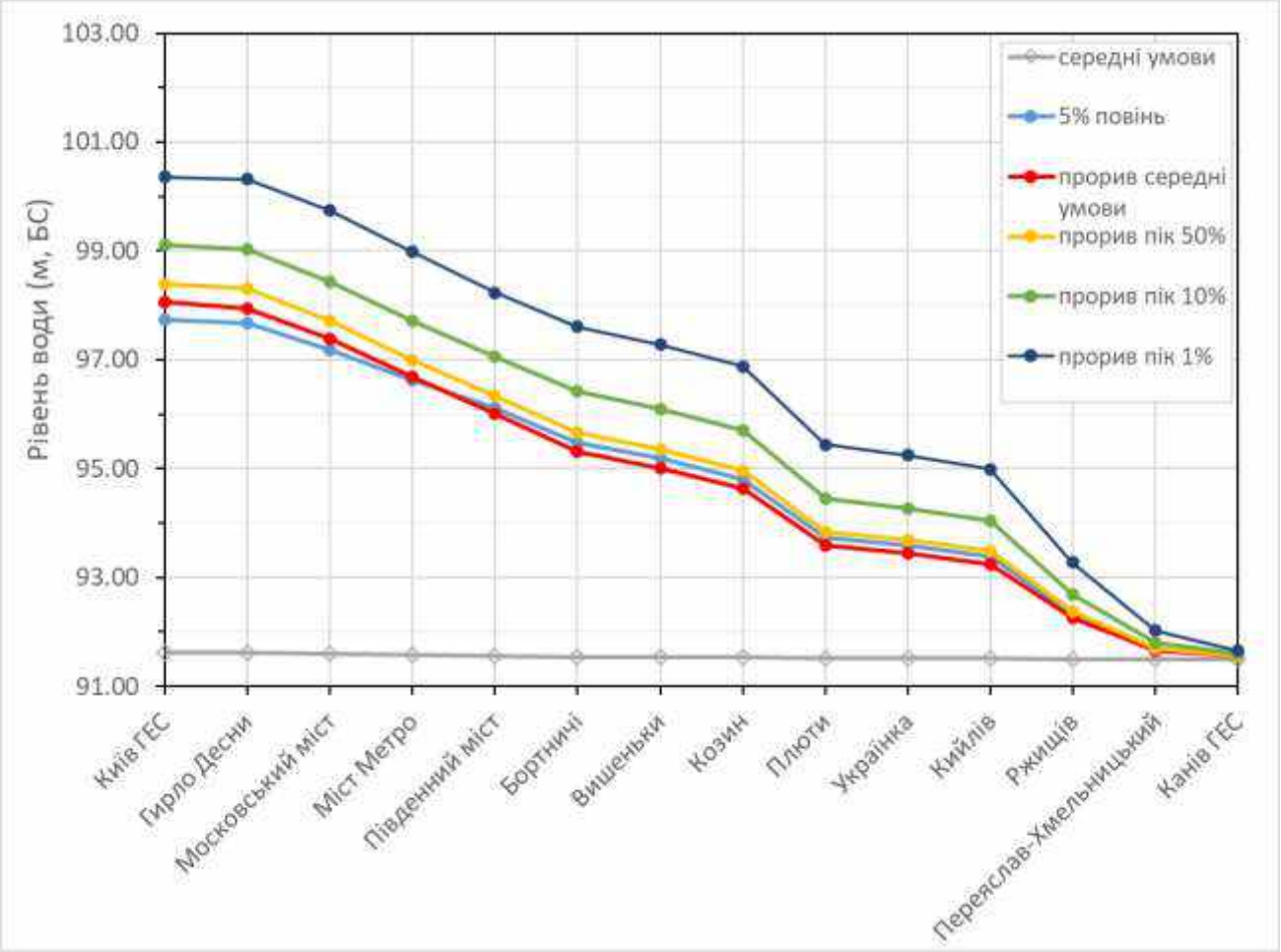


Рисунок 7.20 – Максимальний рівень води в контрольних точках уздовж русла Дніпра під час весняних повеней забезпечінністю 50, 25, 10, 5, 3, 1 і 0.1 %

З рис. 7.20 по значеннях рівнів води у контрольних точках, також видно, що зона затоплення заплави Дніпра в Києві внаслідок руйнування греблі ГЕС в меженні умови близька до зони затоплення її під час весняної повені забезпеченістю 5 %.

Після прориву дамби маси води можуть рухатися надзвичайно швидко і завдавати ушкоджень спорудам розташованим у заплаві, наприклад мостам, завдяки своїй швидкості. Тому при прогнозуванні наслідків прориву дамб окрім глибин важливо оцінювати швидкості течії. Приклади розподілу швидкостей течії на карті Києва при руйнуванні греблі ГЕС в середні меженні умови для 10 хв, 25 хв, 40 хв і 1 год після прориву дамби для району заплави Дніпра від греблі ГЕС до моста Патона зображені на рис. 7.21.

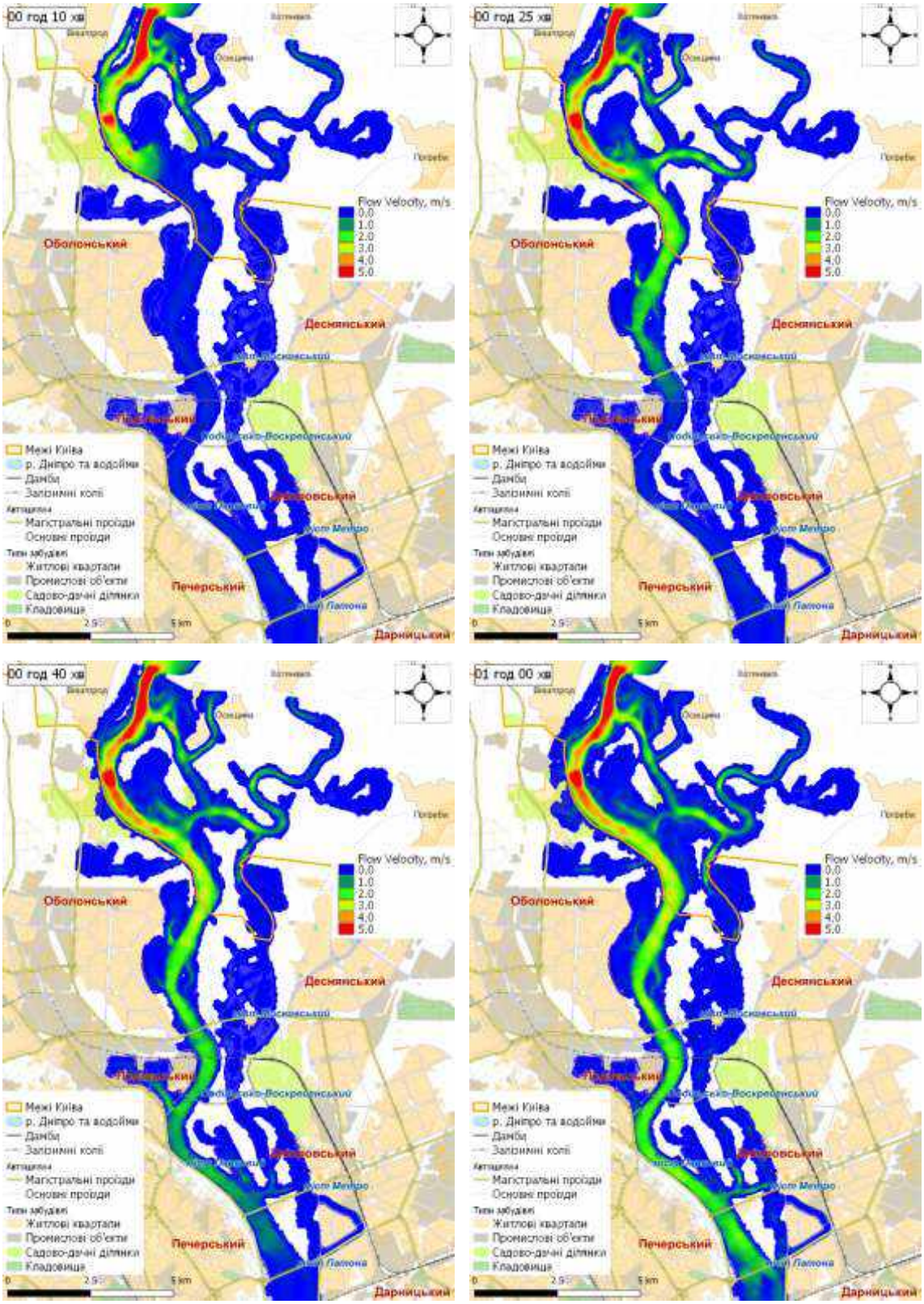


Рисунок 7.21 – Розподіли швидкостей течії при руйнуванні греблі Київської ГЕС в середні меженні умови для 10 хв, 25 хв, 40 хв і 1 год після прориву дамби для району заплави Дніпра від греблі ГЕС до моста Патона

Максимальні за час розповсюдження хвилі прориву швидкості течії в контрольних точках уздовж русла Дніпра для всіх розглянутих сценаріїв пориву дамби ГЕС представлено у Таблиці 7.4.

Таблиця 7.4 – Максимальні швидкості течії у контрольних точках уздовж русла Дніпра після руйнування греблі Київської ГЕС в середні меженеві умови та під час пиків весняних повеней забезпечінністю 50, 10 і 1 %.

Контрольна точка	Швидкість течії (м/с) для сценарію			
	прорив при середніх умовах	прорив в пік 50% повені	прорив в пік 10% повені	прорив в пік 1% повені
Київ ГЕС	7.65	6.26	5.44	3.81
Гирло Десни	1.47	1.15	0.83	0.58
Московський міст	2.61	2.49	2.37	2.18
Міст Метро	2.21	2.31	2.48	2.48
Південний міст	0.34	0.28	0.22	0.36
Бортничі	2.05	2.10	1.96	1.74
Вишеньки	0.77	0.71	0.43	0.38
Козин	1.73	1.77	1.88	1.95
Плюти	1.68	1.80	2.04	2.36
Українка	0.66	0.67	0.66	0.69
Кийлів	1.08	1.15	1.29	1.51
Ржищів	0.83	0.90	1.05	1.29
Переяслав-Хмельницький	0.76	0.84	1.02	1.31
Канів ГЕС	1.42	1.57	1.94	2.59

З таблиці видно, що при збільшенні масштабів початкового затоплення перед проривом дамби максимальні швидкості в контрольних точках, порівняно із глибинами навпаки, не збільшуються, а зменшуються. Це обумовлено тим, що для більшого початкового затоплення менший перепад рівнів води у Київському водосховищі і Дніпрі нижче дамби. А швидкість хвилі прориву саме залежить від різниці рівнів. Також видно, що достатньо великі швидкості, більше 5 м/с,

спостерігаються ближче до греблі ГЕС, а в містах розташування мостів через Дніпро максимальні швидкості течії не перевищують 2,5 м/с.

Під час моделювання прориву за двоетапною схемою на другому етапі розрахувалася витрата води через проран у дамбі (рис. 7.22). Розраховані витрати використовувались для відтворення сценаріїв прориву дамби у програмному комплексі для моделювання повеней у Києві. Промодельовані глибини і рівні води для всіх розроблених сценаріїв збережені в PostgreSQL базі даних програмного комплексу і можуть бути використані для знаходження глибин затоплення в місцях розташування об'єктів особливого значення, створення карт небезпеки повеней і розрахунку відповідних ризиків.

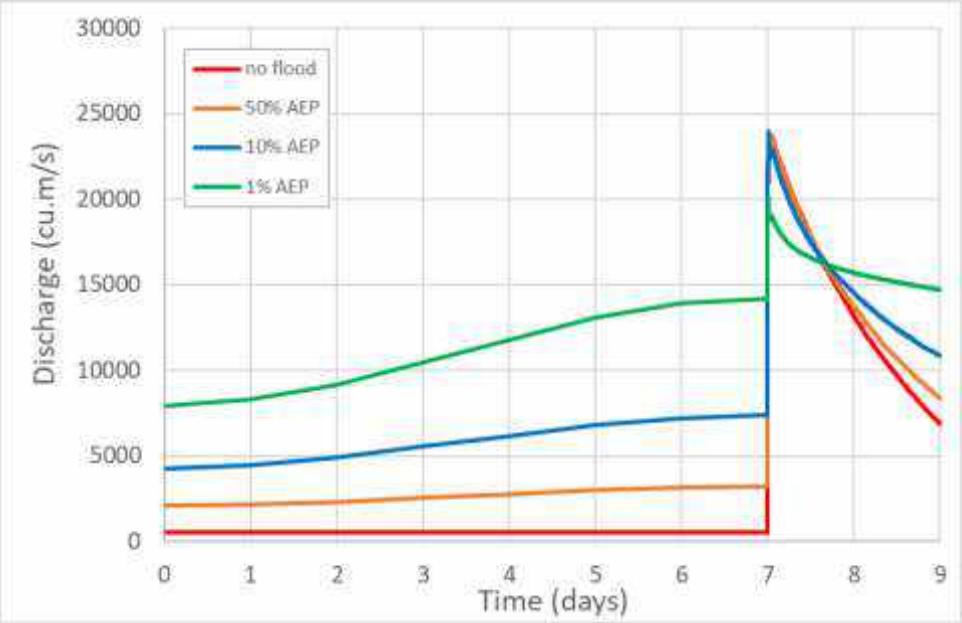


Рисунок 7.22 – Сценарні гідрографи витрат через проран греблі Київської ГЕС для розроблених сценаріїв затоплення заплави Дніпра в Києві внаслідок руйнування греблі ГЕС.

У разі необхідності, запиту ДСНС, КМДА, інших органів влади, може буте розроблено більша кількість сценаріїв для різної геометрії проранів, рівнів Київського водосховища та режимів Десни і Дніпра.

7.3 Висновки до розділу 7

1. Розроблена модель двовимірної гідродинаміки, переносу наносів і радіонуклідів, морфодинаміки та забруднення радіонуклідами верхнього шару дна COASTOX, на неструктурованих розрахункових сітках із трикутними комірками, для багатоядерних комп'ютерних систем та графічних процесорів. За допомогою набору тестів показано, що модель здатна вірно відтворювати процеси затоплення і осушення заплав із складним рельєфом, переливання потоку води через перешкоди, поширення хвилі паводку при прориві дамб, взаємодію хвилі прориву зі спорудами та збурення позаду споруд та ін. Це означає, що модель COASTOX із достатньої точністю прогнозує глибини затоплення і швидкості течії в потоці води, в тому числі – перехідні швидкості та глибини на фронті повені.

2. Проведене калібрування і верифікація моделі повеней на р. Дніпро у м. Києві на даних повеней попередніх років. Показано, що змодельовані рівні води добре узгоджуються із вимірами на протязі всього часу проходження повені під час водопілля 2004 року та повені 1979 року.

3. Здійснене тестування прискорення моделі повеней на багатопроцесорних системах і графічних процесорах. Дослідження залежності швидкості розрахунку в паралельній моделі повеней у м. Києві від деталізації/розміру розрахункової сітки показало, що графічні процесори останніх архітектур NVIDIA, з високими показниками продуктивності і пропускної здатності пам'яті ефективніші, ніж робоча станція з багатоядерними процесорами. Версія двовимірної моделі розрахунку зон затоплень з використанням паралельних розрахунків на графічних процесорах GPU, розроблена в ході виконання Проєкту, дає прискорення розрахунків у порівнянні з класичним методом паралельних розрахунків на Робочій станції з багатоядерним процесором у 8,59 разів (167 разів порівняно з непаралельними розрахунками).

4. Моделювання прогностичного сценарію розвитку весняної повені 2021 р., наданого УГМЦ, показало, що весняне водопілля 2021 р. не повинне

призводить до затоплення берегів Дніпра в межах м. Києва. За прогнозом повінь 2021 р. повинна бути значно нижчою ніж повінь 2004 р. (одна з найбільших за останні 30 років). Моделювання за реальними вхідними витратами і підпірним рівнем, виміряними під час поточного водопілля, підтвердило прогноз.

5. Виконано прогноз затоплення заплави Дніпра в м. Києві під час весняних повеней різної забезпеченості за витратами весняного водопілля, розрахованими УГМЦ. У відповідності до директиви 2007/60/ЕС, щодо оцінки та управління ризиками повеней, для моделювання були обрані повені високої вірогідності, забезпеченістю 50 і 25 %, середньої вірогідності, забезпеченістю 10, 5 і 3 %, та низької вірогідності забезпеченістю 1 і 0.1 %. Розраховане підняття рівня Дніпра, глибини затоплення та побудовані карти затоплення берегів Дніпра для розроблених повеневих сценаріїв.

6. Виконане моделювання наслідків руйнування греблі Київської ГЕС для ширини прорану 400 м, рівня води у Київському водосховищі рівного НПР 103 м і 4 початкових режимів Десни і Дніпра: середніх меженевих умови із витратами Дніпра і Десни 500 і 200 $м^3/с$, відповідно, піків весняних повеней забезпеченістю 50 %, 10 % і 1 %. Для розроблених сценаріїв прориву дамби ГЕС розраховані підняття рівня Дніпра, глибини затоплення, швидкості течії. Побудовані карти затоплення берегів Дніпра, та оцінені максимальні значення швидкості течії прориву. Так в містах розташування мостів через Дніпро максимальні величини швидкості проривної течії не перевищують 2,5 м/с.

7. Глибини і рівні води для сценаріїв весняних повеней забезпеченністю 50, 25, 10, 5, 3, 1 і 0.1 % у Києві і сценарієв прориву дамби Київської ГЕС збережені в PostgreSQL базі даних програмного комплексу для підтримки прийняття рішень під час повеней у Києві. Вони можуть бути використані для знаходження глибин затоплення в місцях розташування об’єктів особливого значення, створення карт небезпеки повеней, розрахунку ризиків повеней і розробки відповідних карт ризиків.

РОЗДІЛ 8

Розроблена СППР з прогнозування затоплень берегової забудови м. Києва

В рамках Проєкту було розроблено СППР для прогнозування процесів затоплення м. Києва під час високих повеней та гіпотетичних сценаріїв руйнування греблі Київської ГЕС. СППР складається з двох складових:

1. Графічний модуль-обгортка для моделі COASTOX, що відповідає за моделювання сценаріїв повеней. Цей компонент виконаний на основі розробленого в ІПММС графічного середовища HYDROS із використанням технології розподіленого об'єкта-обгортки, викладеної в звіті за попередній етап Проєкту.
2. ГІС-модуля "FloodKyiv", що відповідає за розрахунок точних зон затоплення за результатами прогнозу моделі COASTOX, спираючись на сучасні цифрові карти прибережної забудови та топографії м. Києва. Даний компонент виконаний на основі середовища ArcGIS із використанням додаткового програмного забезпечення.

Розроблена система розраховує зони затоплення на території м. Київ для заданого сценарію водності за наступним алгоритмом. Спочатку оператор вводить усі необхідні дані про водний режим в систему модуля-обгортки COASTOX (підсистему 1) для модельованого періоду, а саме витрати на вході в розрахункову область та рівень на вихідному створі. На основі цієї інформації проводиться розрахунок моделлю COASTOX, що була налаштована для моделювання м. Києва (див. розділ 7 даного звіту). У результаті моделювання отримуємо часові ряди рівнів води для вузлів розрахункової сітки моделі. Ці результати оператор надсилає до підсистеми 2, де за допомогою ГІС-алгоритмів рівні інтерполюються на точну топографію м. Києва. Результатом роботи підсистеми 2 є створення ГІС-шарів із полігонами, що позначають зони затоплення в м. Києві.

Нижче даний опис інтерфейсу кожної підсистеми, а також приклад запуску системи для розрахунку тестового сценарію затоплення та відповідні результати роботи СППР.

8.1 Інтерфейс роботи з модулем-обгорткою моделі COASTOX

Робота з модулем COASTOX здійснюється через набір вкладок, які містять елементи, необхідні для налаштування моделі. Нижче приведений опис кожної вкладки.

Вкладка “Параметри”. В першій вкладці модуля COASTOX (рис. 8.1) користувач має налаштувати головні параметри запуску модуля: розрахункову сітку та розрахунковий період. За допомогою кнопки Завантажити Сітку (1) користувач може обрати файл із двовимірною сіткою, який містить дані про топографію області моделювання (в даному випадку топографію місцевості на ділянці Київська ГЕС – Канівське водосховище) і є необхідним для запуску моделі COASTOX. Файл також містить дані про границі області моделювання, з якими користувач може працювати в інших вкладках інтерфейсу. Ці дані автоматичним чином опрацьовуються і використовуються для заповнення інших вкладок інтерфейсу. Шлях до обраного файлу відображається в елементі (2). В меню вибору дати початку (3) користувач має змогу обрати дату, від котрої буде відраховуватись результат прогнозу, а в полі вводу періоду прогнозу (4) він може ввести необхідний період прогнозування (у днях). Знизу закладки розташована кнопка запуску, що закінчує процес ініціалізації моделі і запускає її. Слід відмітити, що усі дані, присутні на даній вкладці, є необхідним для запуску і обов’язкові для вводу. Модель не може бути запущена, поки дані не введені, і кнопка запуску просто не спрацює.

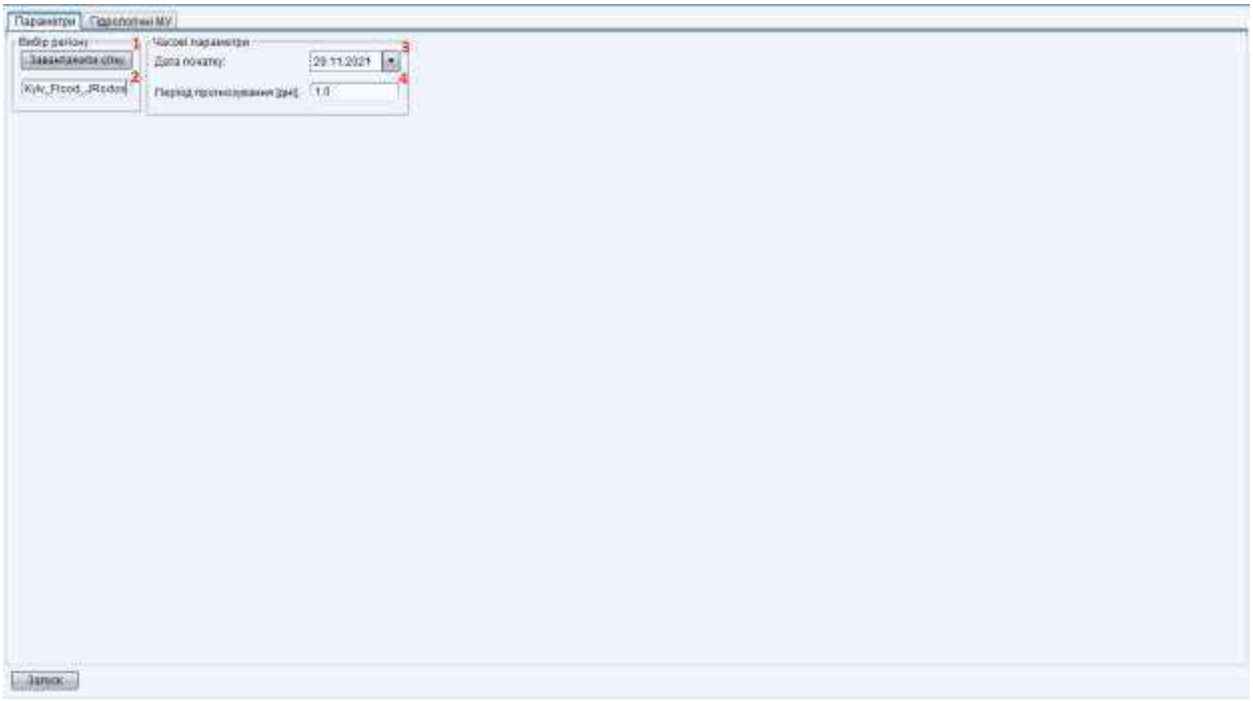


Рисунок 8.1 – Вкладка “Параметри” інтерфейсу модуля COASTOX

Вкладка “Гідрологічні Межові Умови”. В цій вкладці модуля COASTOX (рис. 8.2) користувач має налаштувати гідрологічні межові умови моделі.

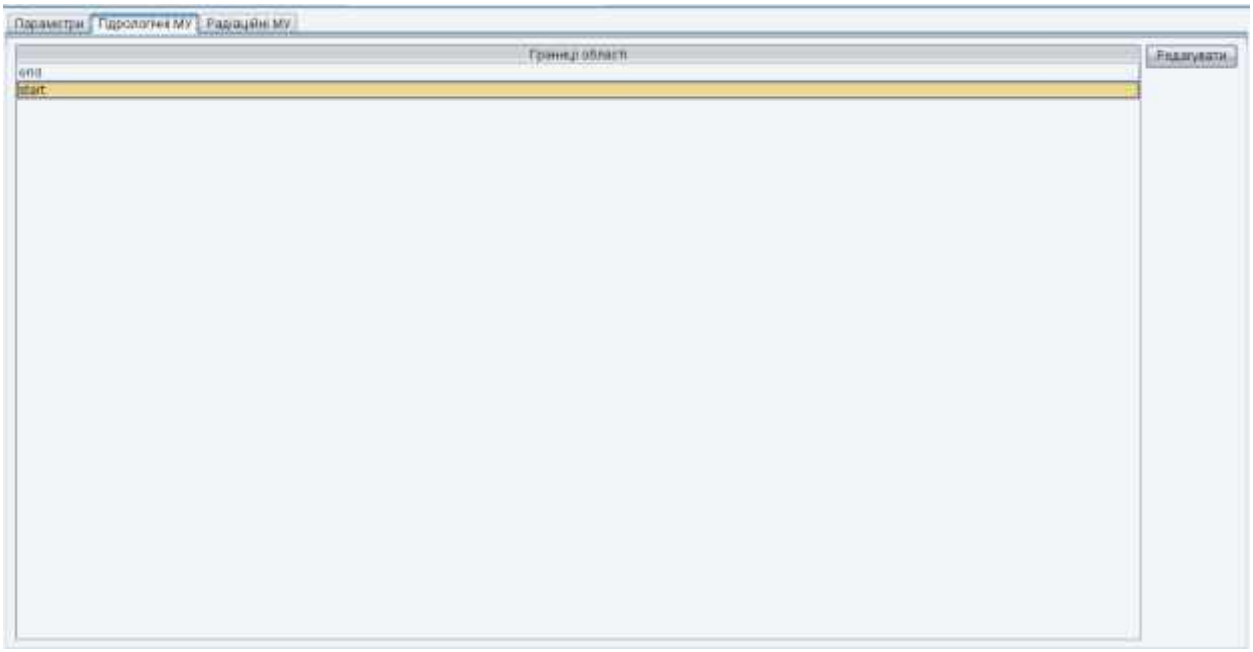


Рисунок 8.2 – Вкладка “Гідрологічні Межові Умови” інтерфейсу модуля COASTOX

Вкладка містить таблицю із переліком меж (границь) розрахункової сітки, для яких можна задати межові умови. Поки розрахункова сітка не завантажена, таблиця є пустою. Для вибору та редагування необхідної межі слід здійснити наступну операцію. В таблиці меж слід вибрати необхідну межу (для цього клацнувши на неї). Після цього слід натиснути кнопку “Редагувати”, яка знаходиться справа від таблиці меж. Після цього на екрані з’явиться вікно редактора межових умов (рис. 8.3), за допомогою якого можна встановити необхідні межові умови або завантажити їх із файлу.

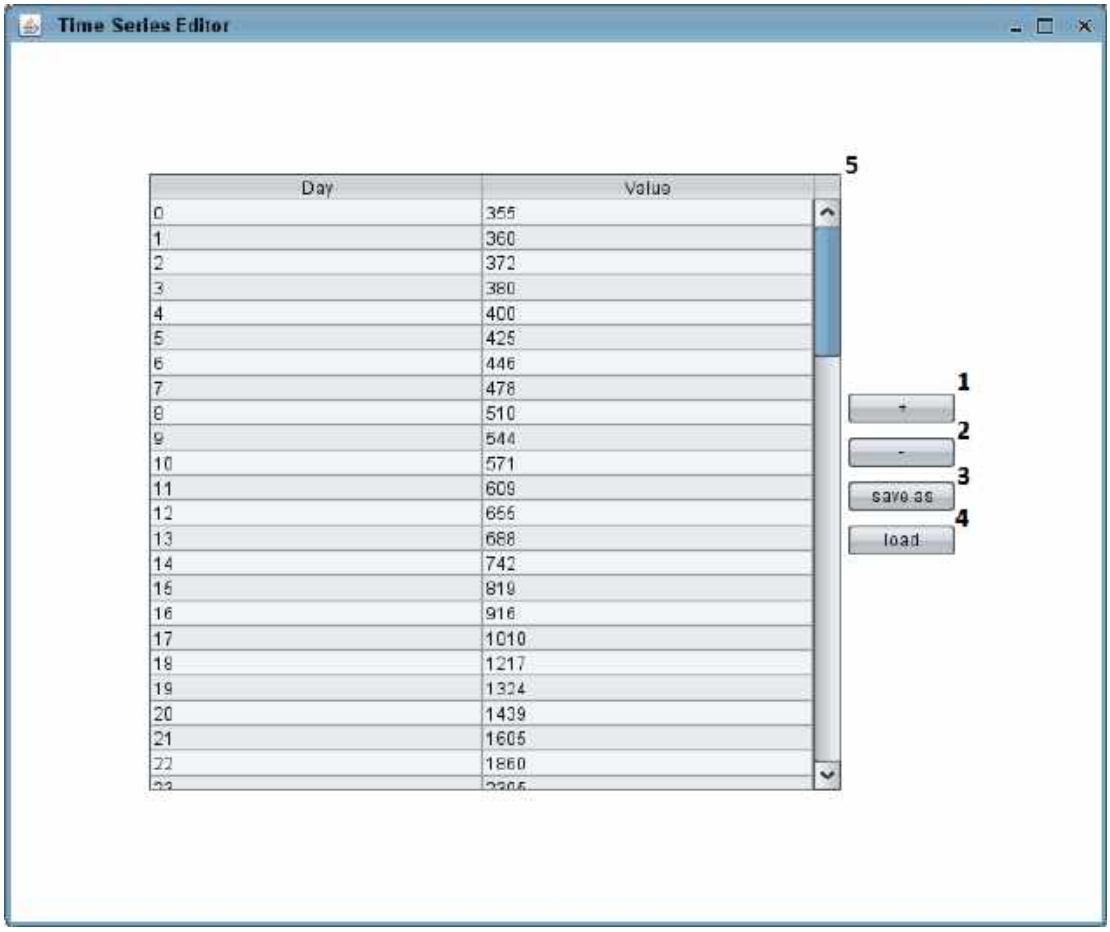


Рисунок 8.3 – Редактор межових умов

1. Кнопка “+”. Дозволяє додати до таблиці новий рядок.
2. Кнопка “-”. Дозволяє видалити останній рядок з таблиці.
3. Кнопка “Save as”. За допомогою цієї кнопки користувач може зберегти дані, відображені в таблиці, у зовнішній файл.

4. Кнопка “Load”. За допомогою цієї кнопки користувач може завантажити дані, раніше збережені в зовнішньому файлі.

5. Таблиця даних. В даній таблиці міститься дані щодо межових умов. В лівій колонці зазначено час (у днях), у правій – сумарні витрати води, яка протікає через межу, в кубометрах за секунду, для вхідних меж (в даному випадку GES та Desna) або рівень води у метрах для вихідних меж (Kaniv). Дані в таблиці можна редагувати, клацнувши на відповідну комірку. Відсутність даних в таблиці буде означати, що межа вважається вихідною із вільним витоком.

8.2 Інтерфейс роботи з ГІС-модулем FloodKyiv

Робота з ГІС-модулем FloodKyiv здійснюється через окремий графічний інтерфейс в середовищі для роботи с GIS-даними. Після запуску системи за допомогою окремого ярлика, що завантажує графічне середовище (рис. 8.4), оператору необхідно виконати наступний алгоритм розрахунку:

1. На головному меню виберіть пункт «Розрахунок зони затопленя» (рис. 8.5).

2. У відкритому меню (рис. 8.6) вибрати раніше порахований в середовищі СППР проект (для вибору доступні лише проекти, що були пораховані та коректно збережені в СППР). Після вибору натисніть клавішу OK.

3. FloodKyiv приступить до розрахунку зон затоплення по даним розрахунку моделі COASTOX. Якщо раніше даний сценарій було промодельовано системою FloodKyiv, система перепитає оператора в необхідності повторного розрахунку (рис. 8.7). Якщо натиснути «так», буде виконано повторний розрахунок зони, «ні» на карту буде завантажена раніше розрахована зона затоплення. Процесс розрахунку буде ідентифікуватися зеленими «бігунками» внизу форми.

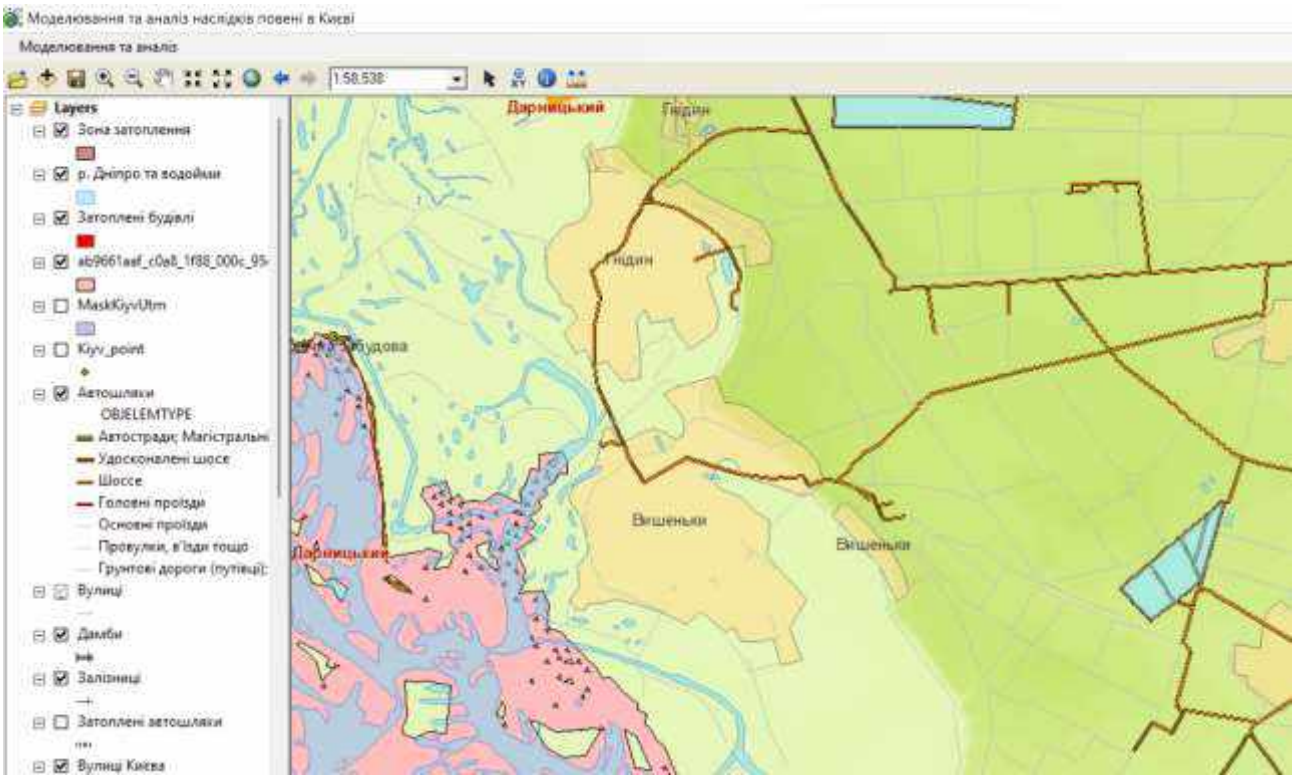


Рисунок 8.4 – Головна форма ПК «FloodKyiv»

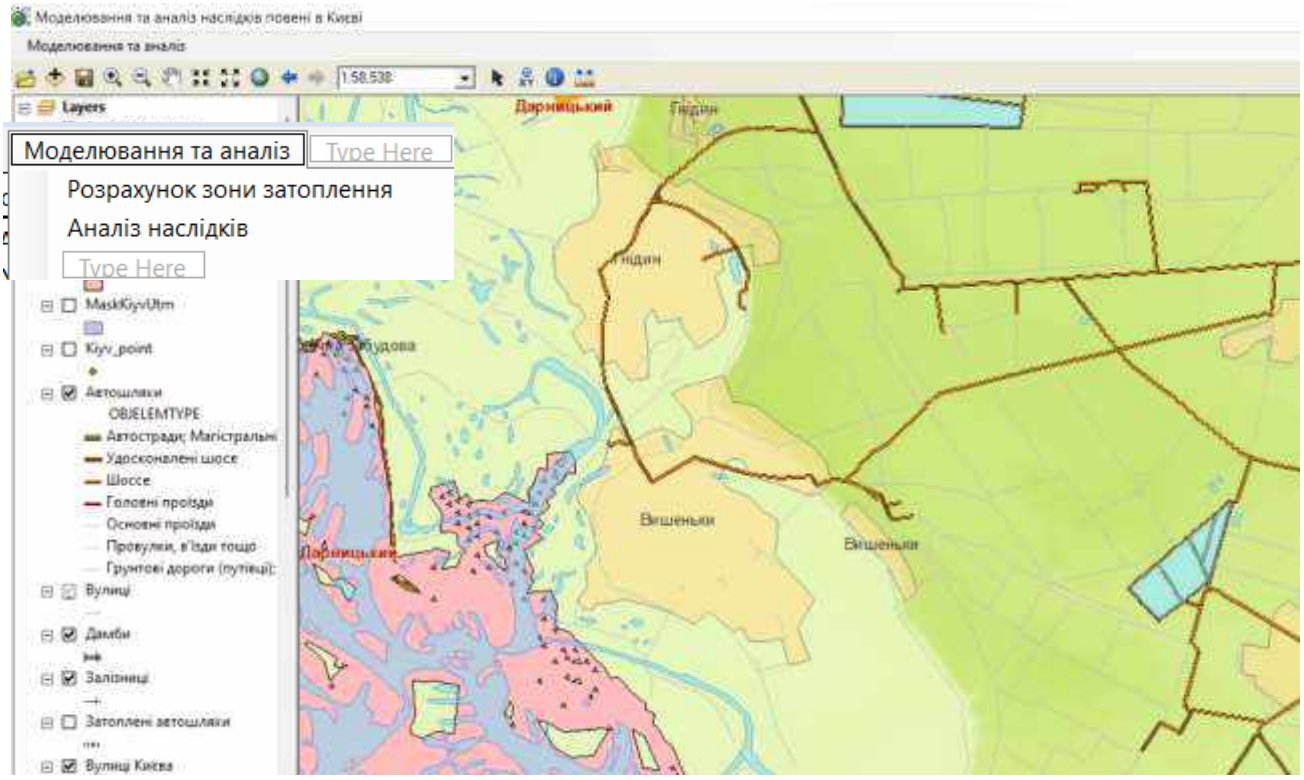


Рисунок 8.5 – Вибір дії «Розрахунок зони затопленя».

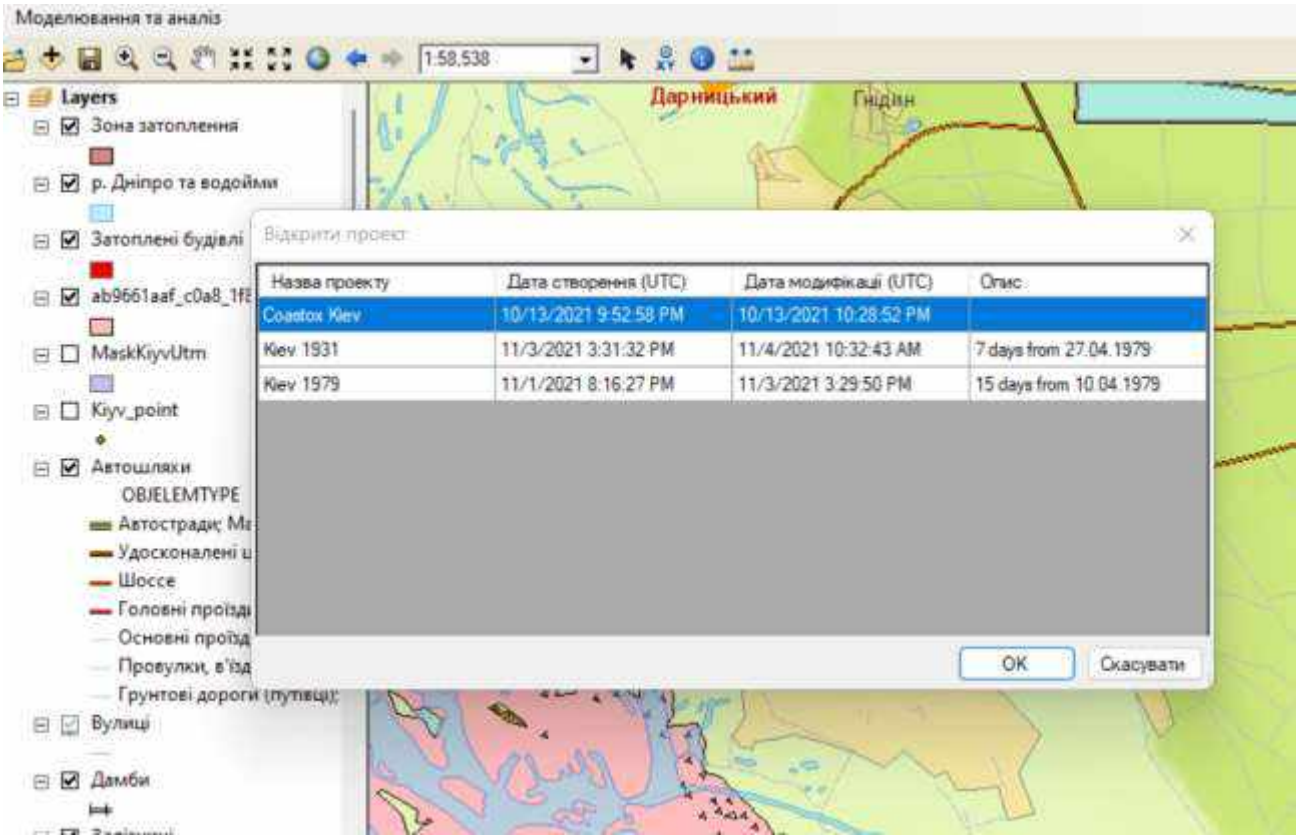


Рисунок 8.6 – Вибір прорахованого раніше сценарію паводку

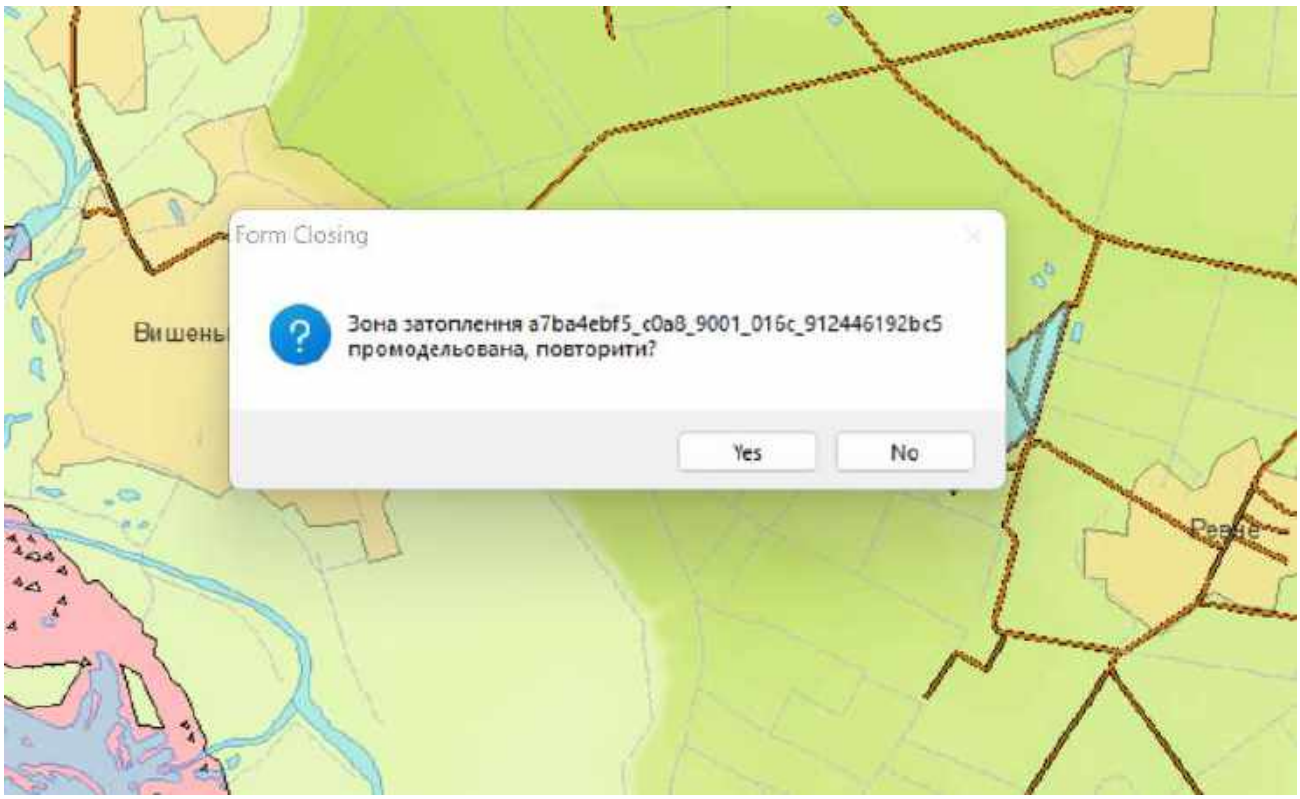


Рисунок 8.7 – Попередження про попередній розрахунок зони затоплення.

4. Після розрахунку зони затоплення або загрузки раніше розрахованої зони, можна виконувати аналіз наслідків затоплення. Для цього треба в головному меню (рис. 8.5) вибрати пункт «Аналіз наслідків». З’явиться форма вибору класів об’єктів для аналізу (рис. 8.8).

5. Після вибору необхідних об’єктів та натиснення кнопки «Розрахувати» буде виконано визначення затоплення об’єктів – площа затоплення, та глибина для потенційно-небезпечних об’єктів (рис.8.9).

6. Для одержання звіта про аналіз треба натиснути кнопку «Звіт». При цьому буде сгенерований документ в HTML форматі, який буде збережений в спеціальній папці.

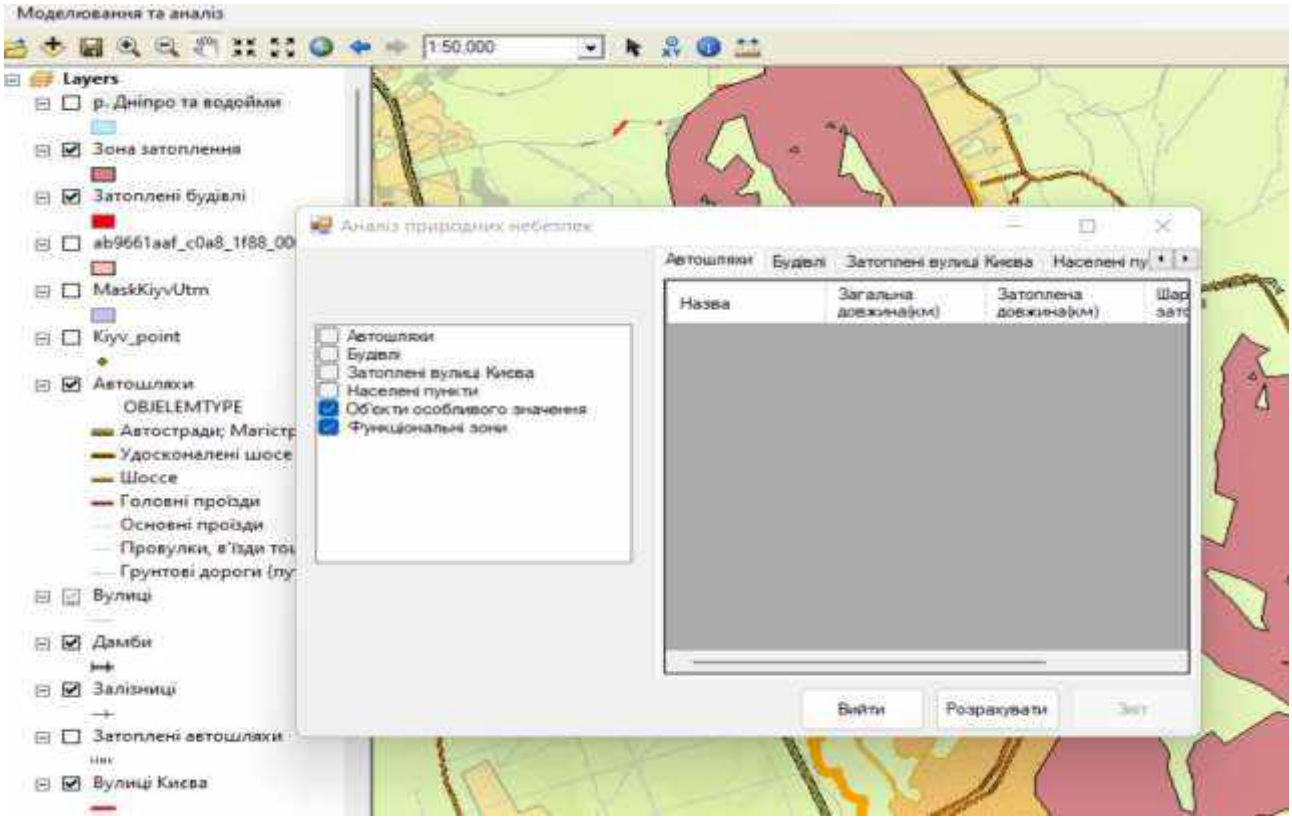


Рисунок 8.8 – Вибір класів об’єктів для аналізу наслідків

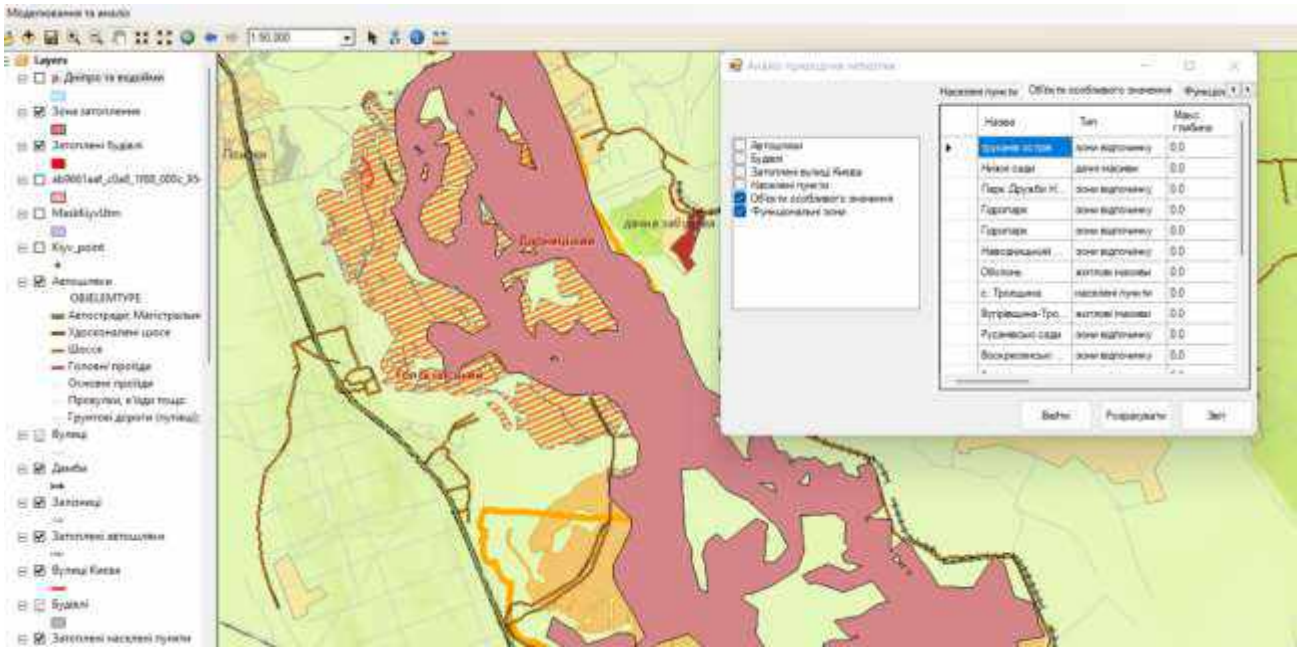


Рисунок 8.9 – Результат аналіза затоплення.

8.3 Приклад розрахунку сценарію водності

Розглянемо алгоритм роботи з СППР на прикладі тестового розрахунку. Після запуску JHydros та створення нового проекту з модулем KievCoastox, приступимо до внесення розрахункових даних. На закладці Параметри клацнувши на кнопці Обрати Сітку відкриваємо вікно пошуку файлів у файловій системі. Першою папкою автоматично відкриється папка, що розташована за шляхом Client/data/HDM data/Coastox_inputs/ в папці з клієнтом JHydros (рис. 8.10).

Переходимо в папку Kyiv, що містить налаштування системи для міста Києва, та обираємо файл Kyiv_Flood_JRodos.14. Система завантажить дані про геометрію розрахункової області, включаючи її межі. Для цього може знадобитись деякий час, під час якого програма JHydros не буде реагувати на ввід користувача. Після завершення завантаження вводимо будь-яку дату початку (впливає лише на візуалізацію результатів) та встановлюємо період розрахунку в 1.5 днів (поле допускає ввід у вигляді десяткових дробів з роздільним знаком крапка). Після цього

переходимо на закладку Гідрологічні МУ. Обираємо межу GES, клацаємо на кнопку редагувати, щоб відкрити редактор часового ряду межі. В середині редактора клацаємо на кнопку Load, так само як і на минулій вкладці переходимо в папку з лаштунками системи для Києва та обираємо файл q_ges.tab. Повторюємо операцію для інших меж, вибираючи файл q_desna та ws_kaniv відповідно. Модель готова до запуску, який виконується натисненням на кнопку Запуск. Після запуску модель потребує деякого часу для розрахунку – приблизно 10 хвилин для кожного дня в періоді моделювання.

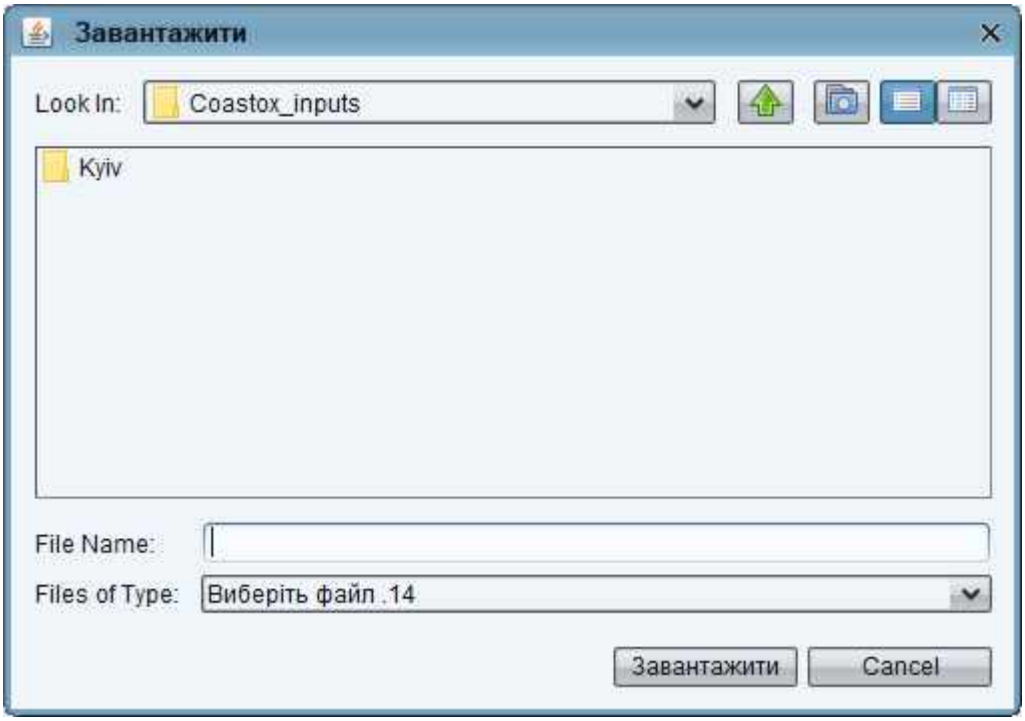


Рисунок 8.10 – Вікно вибору файлу з розрахунковою сіткою

Після закінчення розрахунку в закладці з проектом з’являться результати моделювання – карта глибини затоплення (рис. 8.11 – 8.12). Карта візуалізує глибину води в кожному розрахунковому елементі моделі. Дату візуалізації можна змінювати за допомогою повзунка зверху вікна клієнта.

Для розрахунку точних карт затоплення необхідно скористатись другим компонентом СППР – застосунком FloodKyiv. Відкривши застосунок, клікаємо на кнопці “Розрахунок та аналіз”->“Розрахунок Зони Затоплення”, обираємо назву

тільки що розрахованого проекту, чекаємо завершення виконання розрахунку. Після цього клікаємо на “Розрахунок та аналіз” -> “Аналіз Наслідків”, обираємо бажані класи об’єктів для моделювання. По закінченню моделювання натискаємо на кнопку “Звіт” для автоматичного формування звітних даних.

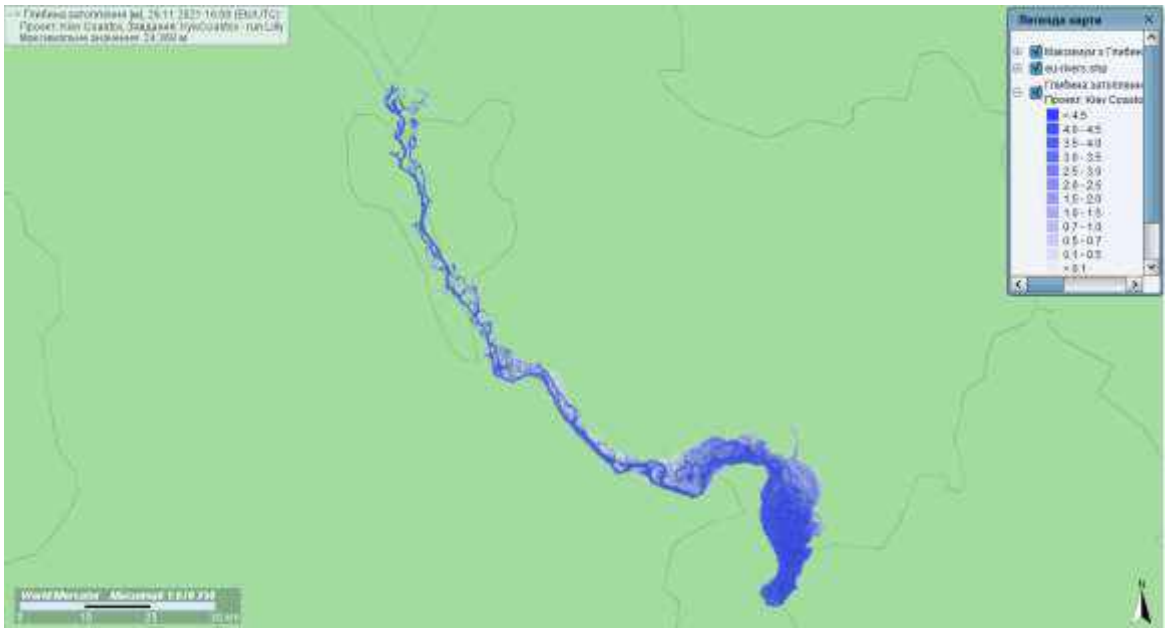


Рисунок 8.11 – Карта глибин в кінці періоду моделювання (м) – результат моделі COASTOX (загальний план)

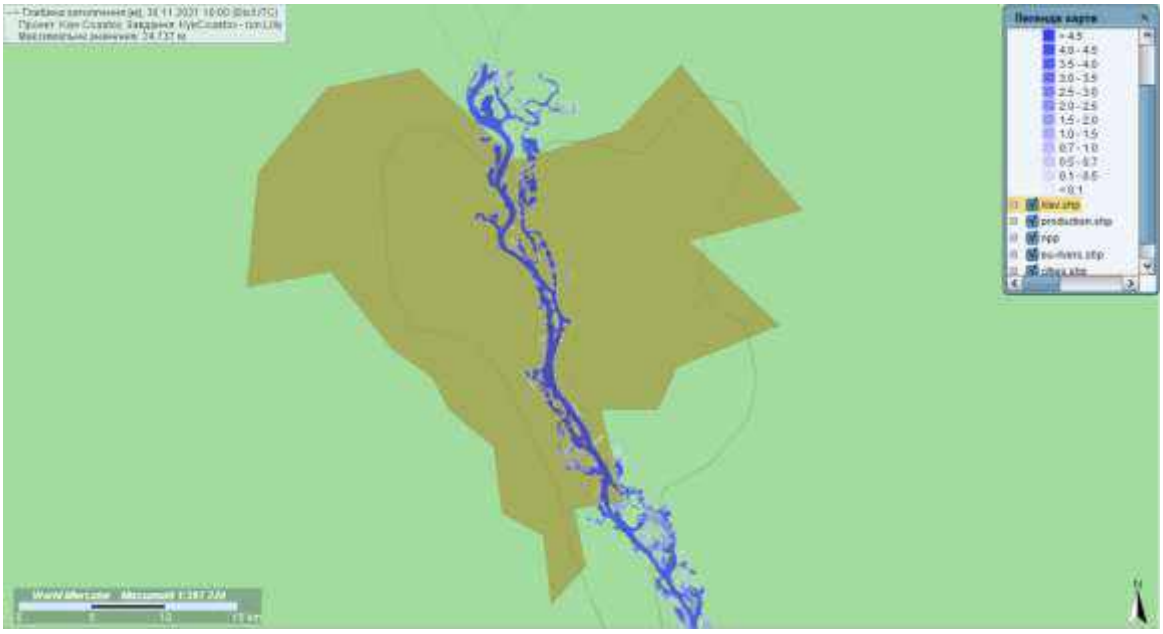


Рисунок 8.12 – Карта глибин в кінці періоду моделювання (м) – результат моделі COASTOX (приближення на регіон м. Києва – коричневий полігон)

8.4 Висновки до розділу 8

1. Розроблено нову систему прогнозування затоплень берегової забудови м. Києва. Вона включає: 1) модуль розрахунків потоків води та висоти рівня поверхні води COASTOX з використанням нового алгоритму паралельних розрахунків на графічних платах (GPU) з пришвидшенням у десятки разів, що є важливим для завчасного прогнозування зон затоплення; 2) застосунок “FloodKyiv” на основі програмних засобів ГІС- технологій для обробки результатів розрахунків та візуалізації картографічної інформації з використанням сучасних цифрових карт прибережної забудови та топографії м. Києва.

2. Модель COASTOX, покращену для можливості здійснення швидких паралельних розрахунків роботи на графічних процесорах (GPU) та налаштовану для моделювання ділянки від Київської ГЕС до Канівського водосховища, було інтегровано в графічне середовище модуля-обгортки із використанням технології розподіленого об’єкта-обгортки. Конфігурація модуля-обгортки дозволяє проводити швидкі оперативні розрахунки моделі з мінімальними вимогами від оператора.

3. На основі ГІС-технологій був розроблений застосунок “FloodKyiv”, який дозволяє проводити розрахунки точних зон затоплення на основі результатів моделювання COASTOX із використанням сучасних цифрових карт прибережної забудови та топографії м. Києва. Застосунок також дозволяє проводити аналіз загроз затоплення для об’єктів інфраструктури м. Києва.

4. Розроблена система прогнозування встановлена в Українському гідрометеорологічному центрі ДСНС України для тестової експлуатації, про що свідчить Акт впровадження, скан-копія якого подається в Додатку Б.

РОЗДІЛ 9

Оцінка та картування ризику затоплення території м. Києва з побудовою ГІС-карт ризиків для населення і господарчих об'єктів в зонах затоплень

Однією з цілей даного Проєкту є розробка сучасної ефективної за швидкістю і точністю розрахунків методики двовимірного моделювання зон затоплень прирічкових територій високими повенями і впровадження цієї методики для прогностичних розрахунків зон затоплень придніпровських територій м. Києва під час весняних повеней в Українському Гідрометцентрі ДСНС України, а також для подальшого використання цієї комп'ютерної моделі як інструментарію для зонування зон затоплень у відповідності до методик, які впроваджуються в ЄС з 2007 року і нещодавно, за дорученням Кабінету міністрів України, почали впроваджуватись Державною службою надзвичайних ситуацій України (ДСНС).

Для підтримки переходу від традиційної стратегії захисту від повеней та паводків, що орієнтувалася виключно на усунення загрози затоплення, до стратегії управління ризиками повеней/паводків в Європі, ЄС прийняв наприкінці 2007 року нову Директиву 2007/60/ЄС про оцінку та управління ризиками затоплення Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks (далі Паводкова Директива, ПД) [72], яка разом з Водною Рамковою Директивою (ВРД) ЄС [71] визначає діяльність державних структур ЄС, відповідальних за заниження ризиків для населення від шкідливого впливу вод. Вплив цих документів ЄС на діяльність у водогосподарчому комплексі України розпочався в рамках Водного Кодексу України [73] за допомогою Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом» [74].

Для більш повної імплементації виявлених в [74] розбіжностей та невідповідностей законодавства України європейському водному законодавству протягом 2016-2019 були внесені відповідні зміни до Водного Кодексу України [75] (Документ 213/95-ВР, чинний, поточна редакція – Редакція від 16.10.2020),

Постанови Кабінету Міністрів України від 4 квітня 2018 р. № 247 «Про затвердження Порядку розроблення плану управління ризиками затоплення» [76] та прийняті два Накази Міністерства Внутрішніх Справ України [77, 78]: Наказ 17.01.2018 № 30 Про затвердження Методики попередньої оцінки ризиків затоплення (Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 07 лютого 2018 р. за № 153/31605) та Наказ від 28.02.2018 № 153 Про затвердження Методики розроблення карт загроз і ризиків затоплення (Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 22 березня 2018 р. за № 350/31802).

Даний розділ присвячений опису методики, яка пропонується для розрахунку та картування ризику затоплення території м. Києва із застосуванням розробленої за результатами Проєкту системи прогнозування затоплень берегової забудови м. Києва.

9.1 Створення актуальної моделі рельєфу території можливого затоплення території м. Київ

Просторове моделювання гідрологічних ситуацій – одна з найбільш складних задач, що вирішуються за допомогою ГІС. Одною з найважливіших задач ГІС в цьому проекті було створення актуальної моделі рельєфу території м. Києва, що використовується для гідродинамічного моделювання та просторового аналізу можливих наслідків затоплення.

В якості вихідних даних для створення актуальної моделі рельєфу території досліджень були використані наступні матеріали:

- модель поверхні рельєфу суші в форматі растрової статистичної поверхні (geotiff) з розрізненням пікселя 10 м, отримана за даними аерофотозйомки території міста 2010 року від КДП "КИЇВГЕОІНФОРМАТИКА";
- модель рельєфу русла р. Дніпро в межах м. Києва;

- актуальні дані рельєфу м. Києва, отримані в рамках проекту за запитом УГМЦ від Київського інституту земельних відносин при КМДА в форматі растрової статистичної поверхні (.grd) з розрізненням пікселя 5 м за результатами лідарної зйомки 2020 р.;
- мозаїка космічних знімків ресурсу ArcGIS online.

Необхідність деталізації та актуалізації даних про рельєф виникла внаслідок:

- необхідності більш детального відображення дамб і насипів доріг і залізниці в межах заплави, що може бути затоплена, що суттєво покращить достовірність моделювання;
- техногенних змін поверхні рельєфу, пов’язаних з розвитком інфраструктури міста: нові мости та насипи під’їздів до них, намиви дамб для розвитку дорожньої мережі, намиви ґрунту під будівництво в зоні русла тощо.

Результат оновлення моделі рельєфу показано в ізолініях висот порівнянні з даними 2010 і 2021 років. (рис. 9.1 – 9.2).

Рисунок 9.1 – Відтворення рельєфу в зоні під’їзду до мосту на цифровій моделі рельєфу 2010 року

Рисунок 9.2 – Відтворення рельєфу в зоні під’їзду до мосту на цифровій моделі моделі рельєфу 2021 року

Актуалізація статистичної поверхні рельєфу території м. Києва включала в себе наступні кроки:

- попереднє просторове моделювання для визначення орієнтовної площі можливого затоплення;
- отримання та редагування даних лідарної зйомки м. Києва;
- створення комлексної статистичної поверхні суші та русла з включенням даних останньої лідарної зйомки.

Коректність моделі щодо якості гідрологічного прогнозування багато в чому залежить також від так званої плинності рельєфу, яка запобігає утворенню плескатих ділянок поверхні у місцях, де дані відсутні. В природних умовах таких ділянок майже не існує. Зрозуміло, що в межах таких ділянок контур зони затоплення провести неможливо. Для перевірки якості наявної цифрової моделі рельєфу (ЦМР) необхідно було зробити аналіз ухилів, та звернути увагу на ділянки, в межах яких ухил дорівнює “0”.

9.1.1 Попереднє просторове моделювання зони затоплення

Метою попереднього просторового моделювання було визначення орієнтовних меж ділянок можливого затоплення шляхом гіпотетичного підвищення рівня води на максимально можливе значення для замовлення результатів актуальних лідарних досліджень. За рекомендацією експертів УкрГМЦ для регіону досліджень достатнім було визначено прийняти гіпотетичний підйом води на 5 м.

На етапі попередньої оцінки меж зон детальних досліджень була використана схема попереднього просторового моделювання зони затоплення засобами просторового аналізу із застосуванням інструментарію ArcGIS: ArcMap з розширенням Spatial Analyst. Головна ідея методу – визначення площ можливого затоплення шляхом порівняння поверхні рельєфу з повеневою поверхнею ріки, отриманою за даними розподілу рівнів води.

Вихідними даними було прийнято:

- наявну цифрову модель рельєфу досліджуваної території у вигляді растрової статистичної поверхні;
- точкові дані про гіпотетичний максимально можливий підйом рівнів води в річці.

У даному випадку були прийняті рівні, отримані з УкрГМЦ по гідропостах на період межені. Вказані параметри були проінтерпольовані для отримання значень рівня в поперечниках, розрахованих вздовж русла ріки через 5 км.

По ним засобами Spatial Analyst ArcGIS була побудована статистична поверхня гіпотетичного рівня води при піднятті на 5 м, яка потім у перетині з поверхнею землі створила полігони зон можливого затоплення.

Отримані полігони були проаналізовані та відкориговані за допомогою архівної мозаїки аерофотознімків, що дало можливість оптимізувати їх межі. Отримана зона гіпотетичного затоплення була використана при замовленні результатів лідарних досліджень.

9.1.2 Отримання та редагування даних лідарної зйомки м. Києва

Результати лідарної зйомки поверхні рельєфу території м. Києва були отримані в 2021 р. від Київського інституту земельних відносин при КМДА (рис. 9.3). Дані передані у вигляді растрової статистичної поверхні (.grd) з розрізненням пікселя 5 м (точність позиціювання – 10 м, тобто 2 пікселі).

Рисунок 9.3 – Зона покриття результатами лідарної зйомки 2021 р. (синій контур – зона можливого максимального затоплення м. Києва за результатами попереднього моделювання).

Попередня обробка даних лідару включала побудову ізоліній висот на базі растрової моделі для наочної оцінки її коректності та виправлення похибок з наступним видаленням ділянок стоянок суден та човнів, дебаркадерів, яхт-клубів,

аквапарків та інших споруд на воді, сприйнятих лідаром як частина поверхні землі з використанням даних космічного зондування (рис. 9.4).

Рисунок 9.4 – Типовий приклад похибок лідарної зйомки, що потребують коригування (виділено ізолінії, що підлягають коригуванню або вилученню).

Після коригування дані лідарної зйомки було використано при побудові комплексної статистичної поверхні суші та русла р. Дніпро в межам м. Києва.

9.1.3 Створення комплексної статистичної поверхні суші та русла з включенням даних лідарної зйомки

Точність моделювання напряму залежить від точності та коректності вихідних даних. Для моделювання гідрологічних ситуацій на рівнинних річках, заплави яких мають перепади висот у сантиметри на ділянках довжиною в

кілометр, необхідна висока детальність моделі рельєфу. Саме тому для зон найвищого ризику затоплення в заплаві р. Дніпро було оновлено і деталізовано дані рельєфу.

Коректність моделі щодо якості гідрологічного прогнозування багато в чому залежить також від так званої плинності рельєфу, яка запобігає утворенню плескатих ділянок поверхні у місцях, де дані відсутні. В природних умовах таких ділянок майже не існує. Зрозуміло, що в межах таких ділянок контур зони затоплення провести неможливо. Для перевірки моделі рельєфу на відсутність ділянок з нульовим ухилом було проведено аналіз ухилів з наступним коригуванням цифрової моделі рельєфу .

Створення комплексної моделі статистичної поверхні рельєфу території міста включало наступні дії:

- коригування та зіставлення 3-х складових, які представлені у вигляді ізоліній: моделі рельєфу суші території міста за даними 2010 року, актуалізованої та уточненої моделі рельєфу суші в зоні покриття даними лідарної зйомки 2021 р. та моделі рельєфу русла р. Дніпро за даними 2010 р.;
- створення зведеної моделі рельєфу території шляхом об’єднання в єдине покриття всіх складових у вигляді ізоліній;
- інтерполяція зведеної моделі в ізолініях в растрове покриття з розрізненням 10 м у пікселі за допомогою функції Topogrid ArcGIS, що максимально забезпечує гідрологічну коректність статистичної поверхні;
- перевірка моделі, що отримана на відсутність ділянок з нульовим ухилом та коригування моделі.

Таким чином, була отримана актуалізована та уточнена за останніми наявними даними модель рельєфу території досліджень, що була використана для математичної гідродинамічної моделі та просторового аналізу наслідків можливого затоплення (рис. 9.5.)

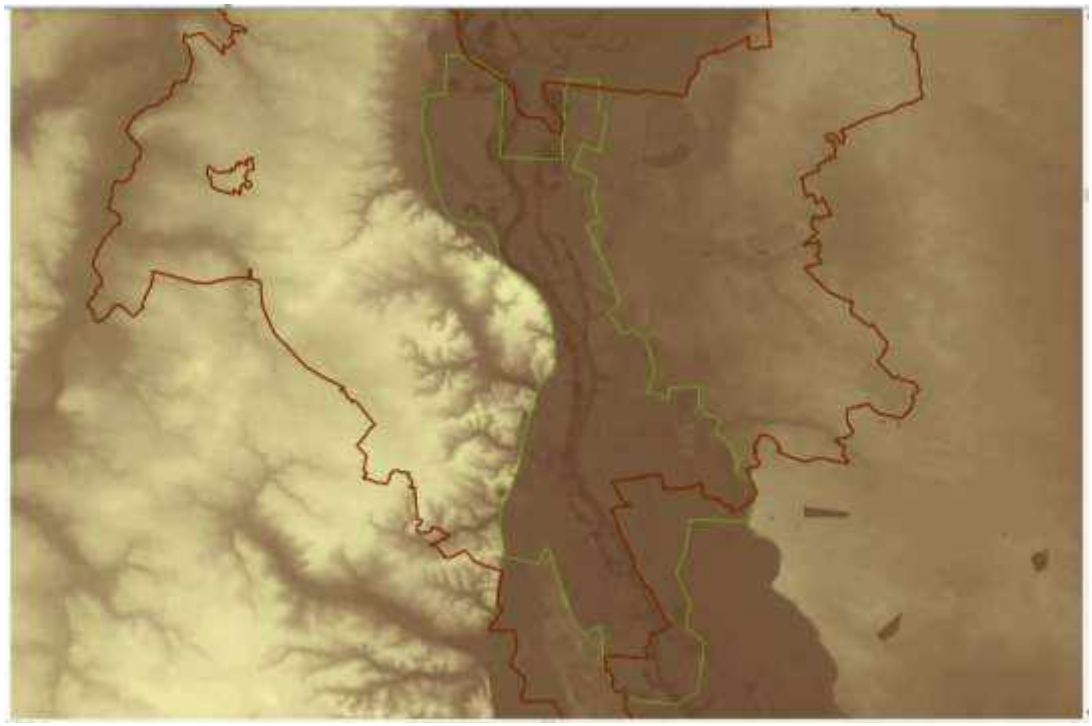


Рисунок 9.5 – Оновлена і деталізована модель рельєфу м. Києва (зеленим контуром показана зона покриття даними лідарної зйомки 2021 р.)

9.2 Створення автоматизованого модулю просторового аналізу та відображення на тематичній карті міста результатів гідрологічного моделювання за різними сценаріями

Ця робота вміщувала наступні етапи:

- створення статистичної поверхні ріки для кожного сценарію розвитку паводкової ситуації шляхом інтерполяції даних гідродинамічного моделювання засобами Spatial Analyst;
- визначення меж зони затоплення шляхом виділення пікселів растрових поверхонь, в яких значення рівня води для певного сценарію вище, ніж рівень землі. В результаті ми отримували поверхню цілого типу, де значення «0» присвоєно пікселям, в яких значення рівня води нижче рівня рельєфу, а значення «1» – пікселям зони затоплення;

- визначення глибини затоплення засобами математики карт Spatial Analyst ArcGIS шляхом отримання різниці значень рівнів поверхні ріки при певному сценарії розвитку ситуації та поверхні землі (рис. 9.6);
- просторовий аналіз важливих об’єктів з метою визначення глибини їх затоплення при певному сценарії розвитку повені.

Результати просторового аналізу, що отримані за допомогою цієї компоненти зберігаються в БГД і використовуються в подальшому для аналізу наслідків затоплення та оцінки ризиків.

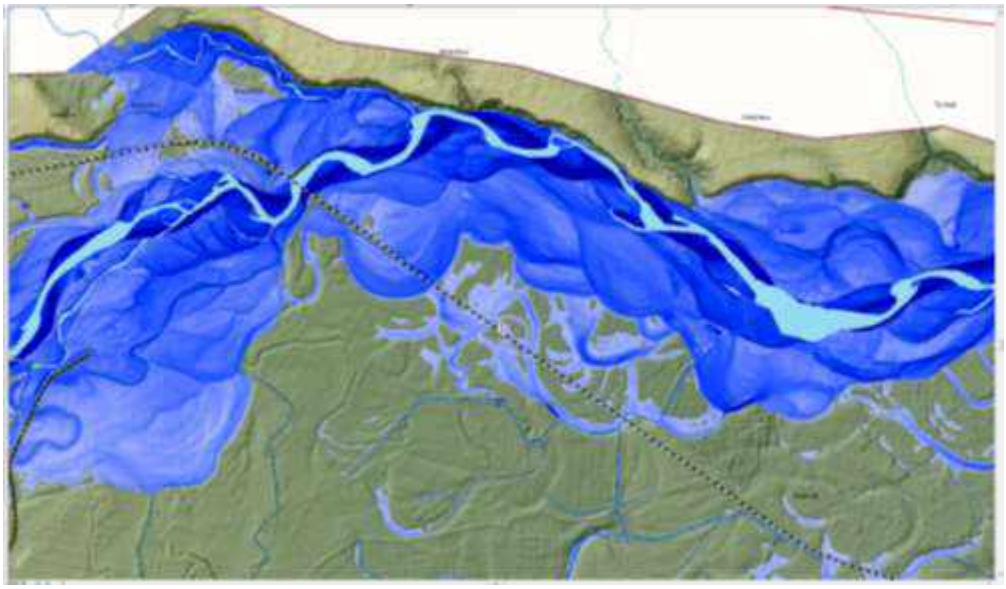


Рисунок 9.6 – Растровий шар глибин затоплення, отриманий в результаті просторового моделювання

9.2.1 Основні функції автоматизованого модулю просторового аналізу та відображення

Основні функції автоматизованого модулю просторового аналізу та відображення на тематичній карті міста результатів гідрологічного моделювання за різними сценаріями полягають в наступному:

1. Формування картографічного вікна, як складової інтерфейсу аналітика та елементів його управління, включаючи масштабування і автоматичну навігацію на обрану адресу, адміністративний або тематичний елемент, уражені об’єкти тощо.
2. Формування базової електронної карти міста для відображення ситуації із георесурсу.
3. Формування запиту на отримання результатів гідрологічного моделювання.
4. Створення статистичної поверхні глибин затоплення за даними гідрологічного моделювання, формування векторного шару зони затоплення та растрової поверхні глибин затоплення.
5. Просторовий аналіз особливо важливих об’єктів, що попадають в зону затоплення з оцінкою глибини та ступеню ризику затоплення.
6. Відображення на базовій електронній карті міста зони затоплення, отриманої в результаті гідролого-гідродинамічного моделювання та просторового аналізу ГІС.
7. Створення тематичної карти міста з відображенням зони затоплення загалом та функціональних зон і об’єктів, що потрапляють до неї, за типами.
8. Позиціювання карти на вибрані уражені об’єкти та фрагменти функціональних зон.
9. Створення звітного документу, що вміщує необхідні фрагменти тематичної карти наслідків затоплення та перелік затоплених фрагментів функціональних зон і об’єктів за типами.

Структура блоку тематичного картування містить у собі наступні програмні елементи: 1) картографічний інтерфейс, 2) модуль просторового аналізу, 3) модуль формування звітів.

9.2.2 Картографічний інтерфейс

Картографічний інтерфейс призначений для відображення інфраструктури міста, зон затоплення, отриманих за результатами моделювання та уражених елементів міської інфраструктури. Картографічний інтерфейс поєднує наступне програмне забезпечення, що розроблено в рамках даного проекту на платформі ліцензійної бібліотеки програмних модулів ArcEngine (ESRI):

- засоби формування й управління картографічним вікном (відображення різних типів даних, визначення джерел базових карт, масштабування, навігація на окремі об'єкти, функціональні зони і адреси);
- засоби формування тематичних карт за результатами аналізу (рис. 9.7).

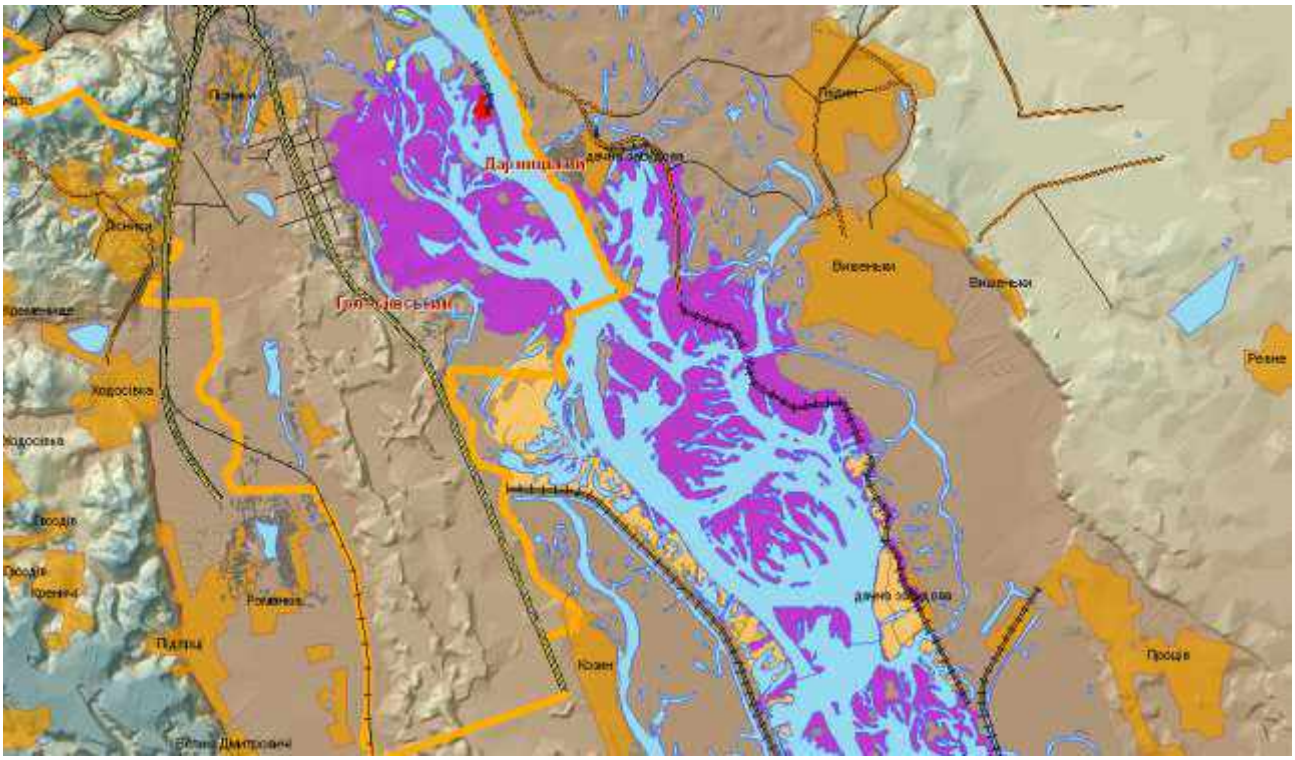


Рисунок 9.7 – Тематична карта, створена для одного з сценаріїв повені засобами картографічного інтерфейсу.

9.2.3 Модуль просторового аналізу

Модуль просторового аналізу призначений для створення статистичної поверхні глибин затоплення за даними гідрологічного моделювання, формування векторного шару зони затоплення та растрової поверхні глибин затоплення, а також визначення глибини та ступеня ризику затоплення особливо важливих об’єктів.

Користувач може вибрати тип об’єктів на території міста, який його цікавить і провести просторовий аналіз з метою визначення переліку, глибини затоплення та ураженої площі кожного об’єкта вказаного типу (рис 9.8.), а саме: автошляхи, будівлі, вулиці та їх ділянки, населені пункти, об’єкти особливого значення (потенційно-небезпечні), функціональні зони.

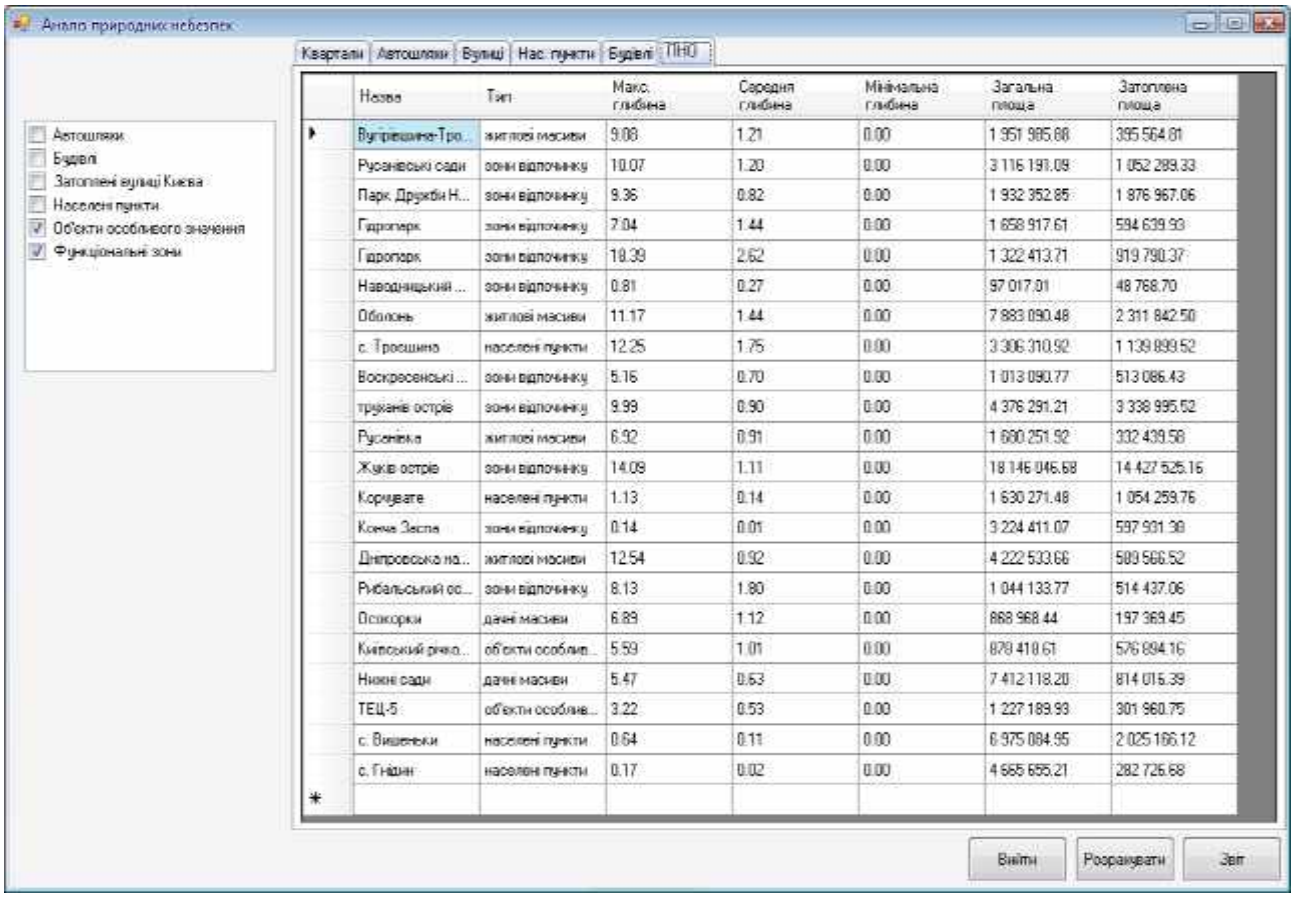


Рисунок 9.8 – Інтерфейс модулю просторового аналізу наслідків затоплення.

9.2.4 Модуль формування звітів

Модуль формування звітів забезпечує виведення даних, створених в результаті аналізу та тематичного картування у форматах XML, MS Office або інших стандартних форматах обробки даних. У звітні форми можуть бути включені фрагменти зображення місцевості і об'єктів інфраструктури міста, зафіксовані за допомогою картографічного інтерфейсу (рис. 9.9).

Назва	Тип	Загальна площа(кв.м)	Затоплена площа(кв.м)	Шар затоплення(м)
Квартали в населених пунктах				
	житлая застройка	234 974.43	234 974.43	1.00
Промислові об'єкти				
	промышленная застройка	10 189.09	10 189.09	1.00
Садово-дачні ділянки				
	садово-дачные участки	49 456.08	49 456.08	1.00

ПНО

Назва	Тип	Макс. глибина	Середня глибина	Мінімальна глибина	Загальна площа	Затоплена площа
Воскресенські сади						
	зони відпочинку	3.16	0.70	0.00	1 013 090.77	513 086.43
Вугрівщина-Троєщина						
	житлові масиви	9.08	1.21	0.00	1 951 985.88	395 664.81
Гідропарк						
	зони відпочинку	18.39	2.62	0.00	1 322 413.71	919 796.37
Гідропарк						
	зони відпочинку	7.04	1.44	0.00	1 658 917.61	594 639.93
Дніпровська набережна						
	житлові масиви	12.54	0.92	0.00	4 222 533.66	589 566.52
Жуків острів						
	зони відпочинку	14.09	1.11	0.00	16 146 046.68	14 427 525.16
Київський річковий порт						
	об'єкти особливої уваги	5.09	1.01	0.00	878 418.61	576 894.16
Конча Заспа						
	зони відпочинку	0.14	0.01	0.00	3 224 411.67	597 931.39
Корчувате						
	населені пункти	1.13	0.14	0.00	1 630 271.48	1 084 259.76

Рисунок 9.9 – Приклад звіту, що автоматично сформовано за певним сценарієм

9.3 Оцінка та картування ризику затоплення території м. Києва

В цьому Проєкті методика оцінки і картування ризику можливого затоплення території м. Києва реалізована з використанням потужного інструментарію просторового аналізу і моделювання ArcGIS.

Міжнародна організація зі стандартизації (ISO) визначає ризик, як ймовірність отримання певних збитків від екстремальної ситуації природного або техногенного походження. Зважаючи на те, що більшість показників, якими визначається рівень можливого впливу або збитків має якісних характер, результати оцінки ризику в більшості випадків мають також якісний характер на рівні «низький», «незначний», «високий», «дуже високий» тощо.

До абсолютних показників ризиків, що визначаються в євро/га або євро/км^2 та інші слід відноситись з обережністю, зважаючи на відносно невисоку точність доступних для аналізу вихідних параметрів, таких як кількість населення в зоні ураження; вартість обладнання та будівель, що тимчасово або повністю виведені з ладу; збитків за рахунок втрати врожаю і зниження якості сільгоспугідь. В сучасній практиці оцінка можливих збитків базується у кращому випадку на емпіричних даних минулих повеней в цьому або аналогічному за умовами місці, в інших – на узагальнених показниках, штучно створених експертами.

В даному проекті розрахунок і картування ризиків від паводкових ситуацій проведено за методикою, яка використовувалась для картографування ризиків затоплень вовенями на румунських ділянках річок Тиса та Дунай [82, 83].

За визначенням ISO Norm 31000 (ISO 2009) ризик розраховується як збитки від ймовірної екстремальної ситуації. Основними чинниками, що визначають ступінь ризику від гідрологічних ситуацій є глибина затоплення, швидкість течії та ступінь вразливості об'єктів та територій щодо впливу можливого затоплення.

На територіях з рівнинними ріками, такими, як Дніпро в районі м. Київ, швидкість не є суттєвим фактором, тому звичайно виключається з розрахунків ризику. Вразливість значною мірою залежить від функціонального призначення

об’єкту або території, що дає можливість при дефіциті вихідних даних використовувати поділ за типами землекористування.

Згідно методиці розробленій Національним інститутом гідрології та управління водними ресурсами Румунії в цьому проекті було реалізовано технологію оцінки та картування ризиків, що описується загальною формулою:

Ризик затоплення = Ймовірність • Глибина затоплення • Вразливість

1) Ймовірність настання надзвичайної ситуації оцінювалась шляхом вибору сценарію 0,1% забезпеченості (максимальний за 1000 років).

2) Глибина затоплення розраховувалась як різниця між значенням рівня поверхні ріки, отриманої в результаті гідродинамічного моделювання за сценарієм 0,1% ймовірності, та зведеної поверхні рельєфу засобами математики карт Spatial Analyst ArcGIS. В результаті просторового аналізу був отриманий растровий шар глибини затоплення у вигляді статистичної поверхні з розрізненням 10 м, в кожному пікселі якої вміщено значення глибини затоплення. Пікселі зі значенням «0» визначали межу зони затоплення (рис. 9.10).

Класифікація зони затоплення за глибинами, згідно вказаній методиці, проведена засобами функції Reclassify Spatial Analyst ArcGIS, що дозволило виділити 3 класи зон за глибиною:

1 клас: < 0.5 м; 2 клас: 0,5 – 1.5 м; 3 клас: > 1.5 м

3) Вразливість функціональних зон визначалась залежно від типу землекористування кожного елементу. В процесі аналізу карти землекористування території м. Києва з урахуванням рекомендацій спеціалістів УкрГМЦ в межах зони можливого затоплення при сценарії 0,1% ймовірності виділено 8 функціональних зон:

1	Житлова забудова
2	Населені пункти (за межами міста)
3	Промислові зони
4	Річковий порт
5	Потенційно-небезпечні об’єкти (ПНО)
6	Садово-дачні ділянки
7	Зони відпочинку
8	Піски намиті не заселені (на 2021р)

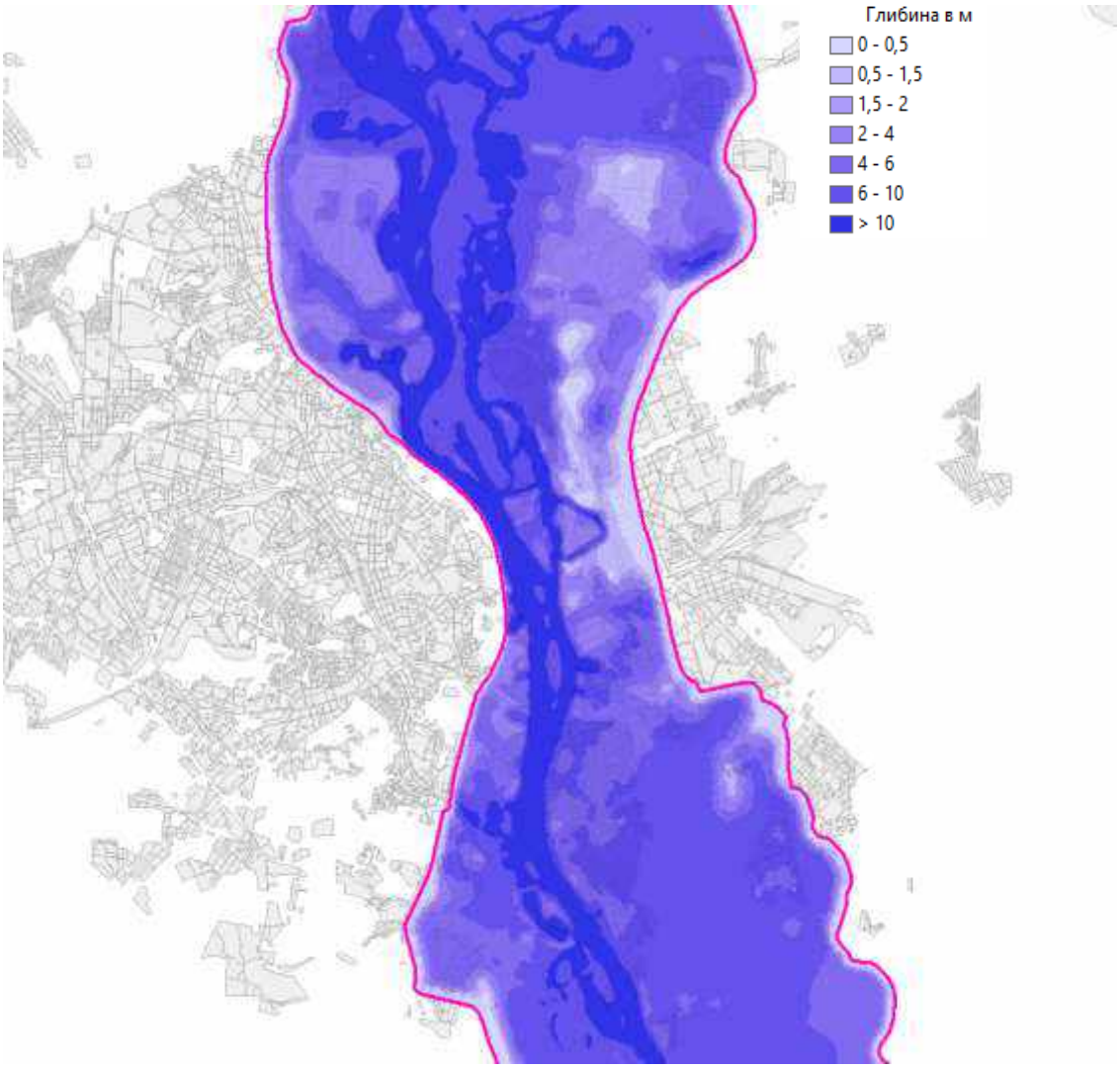


Рисунок 9.10 – Розрахована карта глибин максимальних затоплень під час повені забезпеченості 0.1% (вірогідність раз у 1000 років)

Якщо певний тип території був затоплений різними діапазонами глибин, система ділила його по межах діапазонів глибин і призначала відповідний коефіцієнт в залежності від типу функціональної зони (табл. 9.1).

Таблиця 9.1 – Коефіцієнти ризику затоплення для різних типів території

№	Тип території	**Значення коефіцієнту ризику в залежності від глибини затоплення**		
		Низький 1	**Середній 2**	**Високий 3**
		<0,5	**0,5-1,5**	**>1,5**
1	Житлова забудова	2	3	3
2	Населені пункти (за межами міста)	1	2	3
3	Промислові зони	3	3	3
4	Річковий порт	1	2	3
5	Потенційно-небезпечні об’єкти (ПНО)	3	3	3
6	Садово-дачні ділянки	2	3	3
7	Зони відпочинку	0	1	2
8	Піски намиті не заселені (2021р)	0	0	0

Принципова схема виконання такого виду просторового аналізу представлена на рис. 9.11. Картування ризику, що розрахований за вказаною методикою, було проведено засобами накладання шарів ArcGIS шляхом зіставлення карти функціональних зон з картою глибин для розрахунку результуючого коефіцієнту ризику (рис. 9.12).

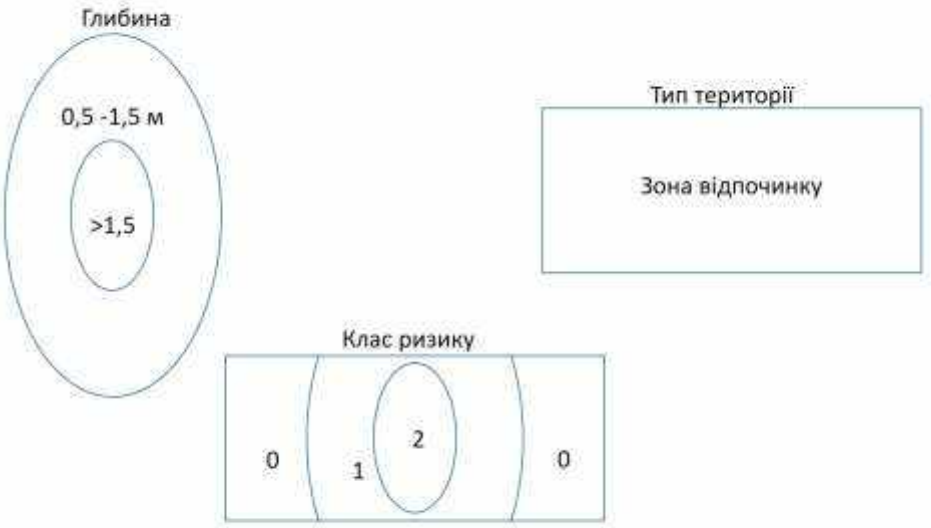


Рисунок 9.11 – Принципова схема виконання просторового аналізу для визначення класу ризику

Таким чином, кожен тип міської території, що зазначений у таблиці 9.1, отримав один з чотирьох класів ризику (0-3) в залежності від глибини затоплення:

0 – незначний (залишковий) ризик

1 – низький ризик

2 – середній ризик

3 – високий ризик

Базуючись на результуючих показниках класу ризику побудована тематична карта ризиків затоплення території м. Києва загальний вигляд якої надано на рис. 9.13 з деталізацію для північної та південної частин міста відповідно на рис.9.14 і 9.15

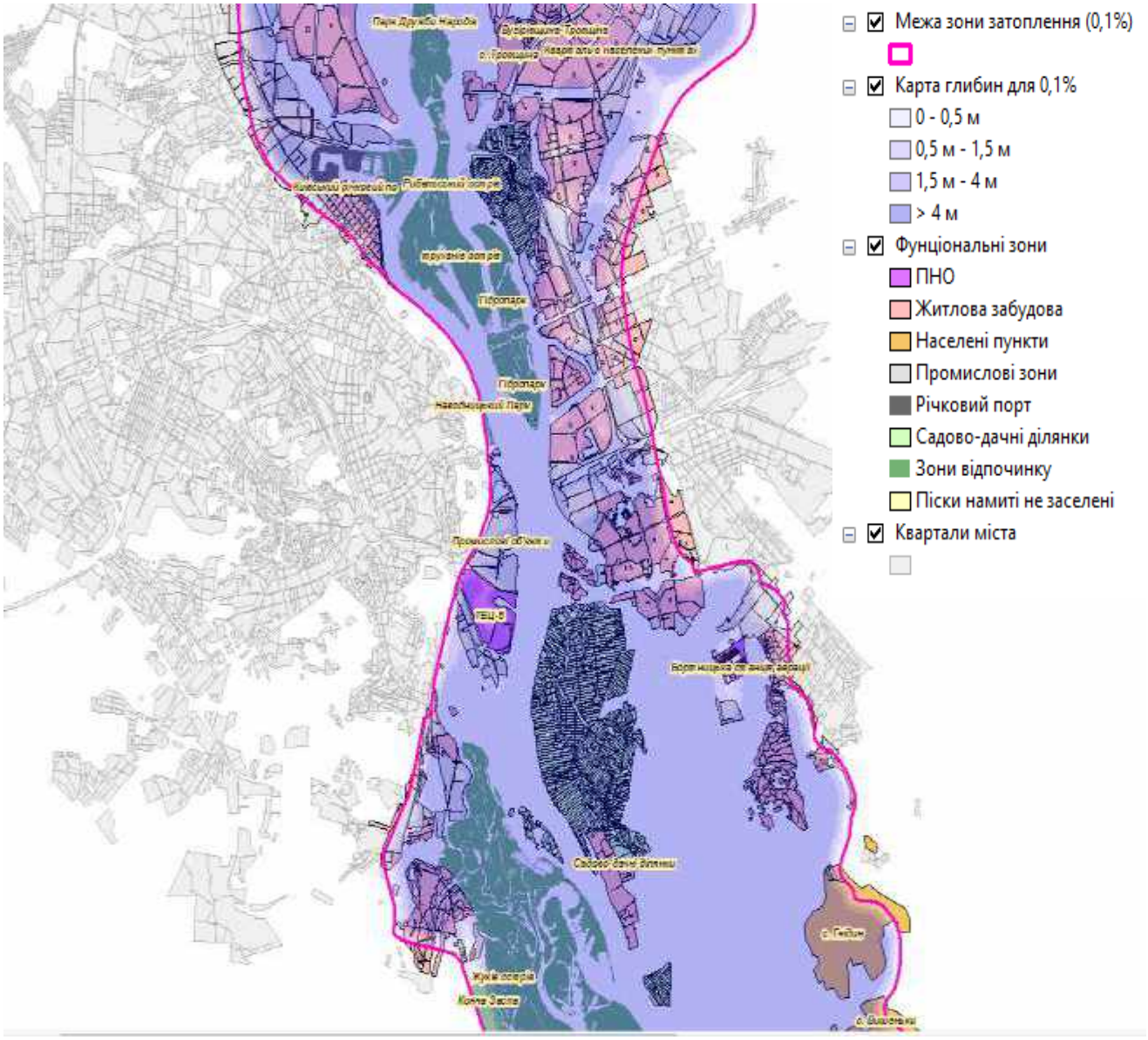


Рисунок 9.12 – Зіставлення шару функціональних зон та шару глибин в процесі аналізу

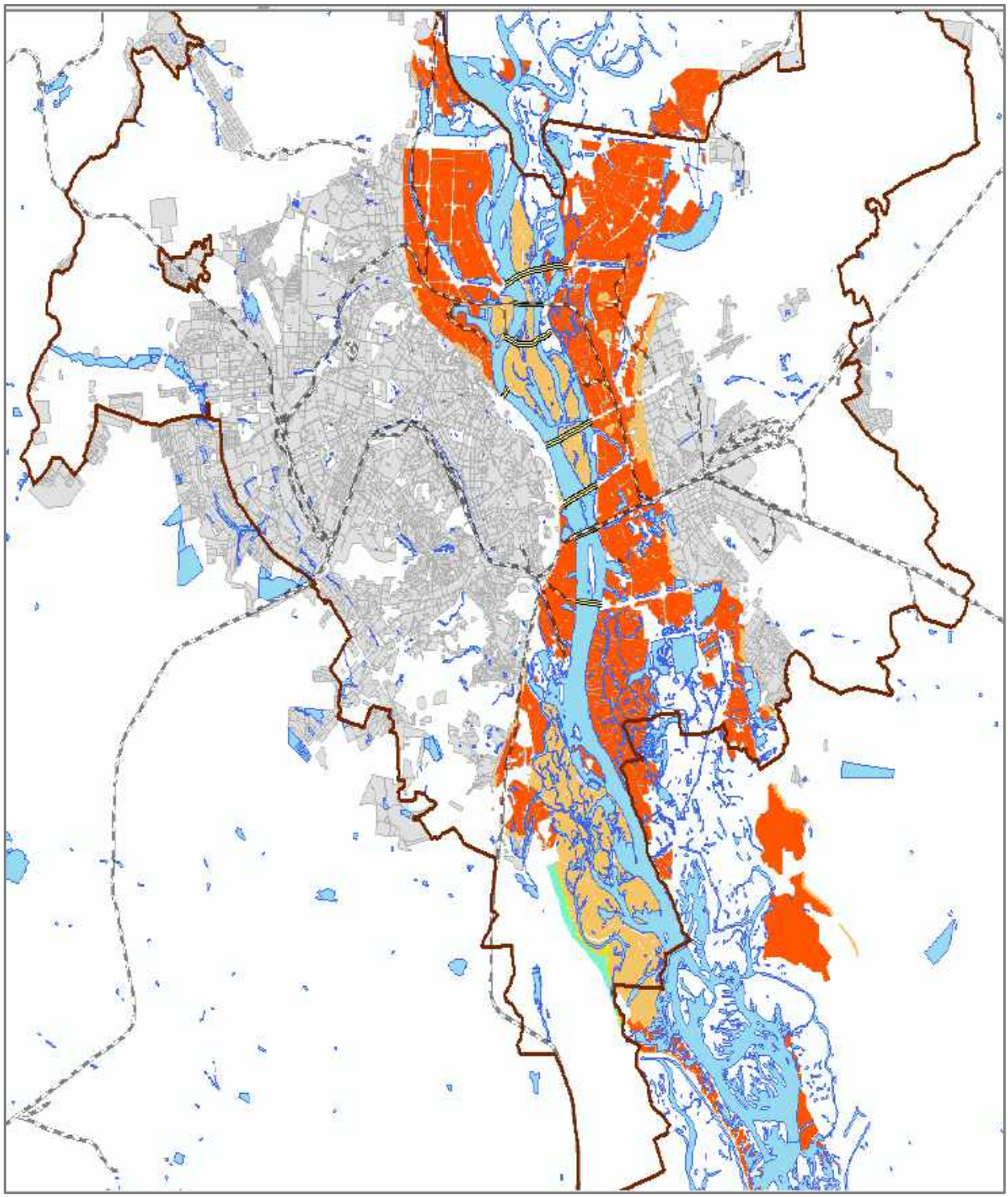


Рисунок 9.13 – Загальний вигляд карти ризику збитків затоплення території м. Києва за сценарієм 0,1% забезпеченості (максимальний за 1000 років)

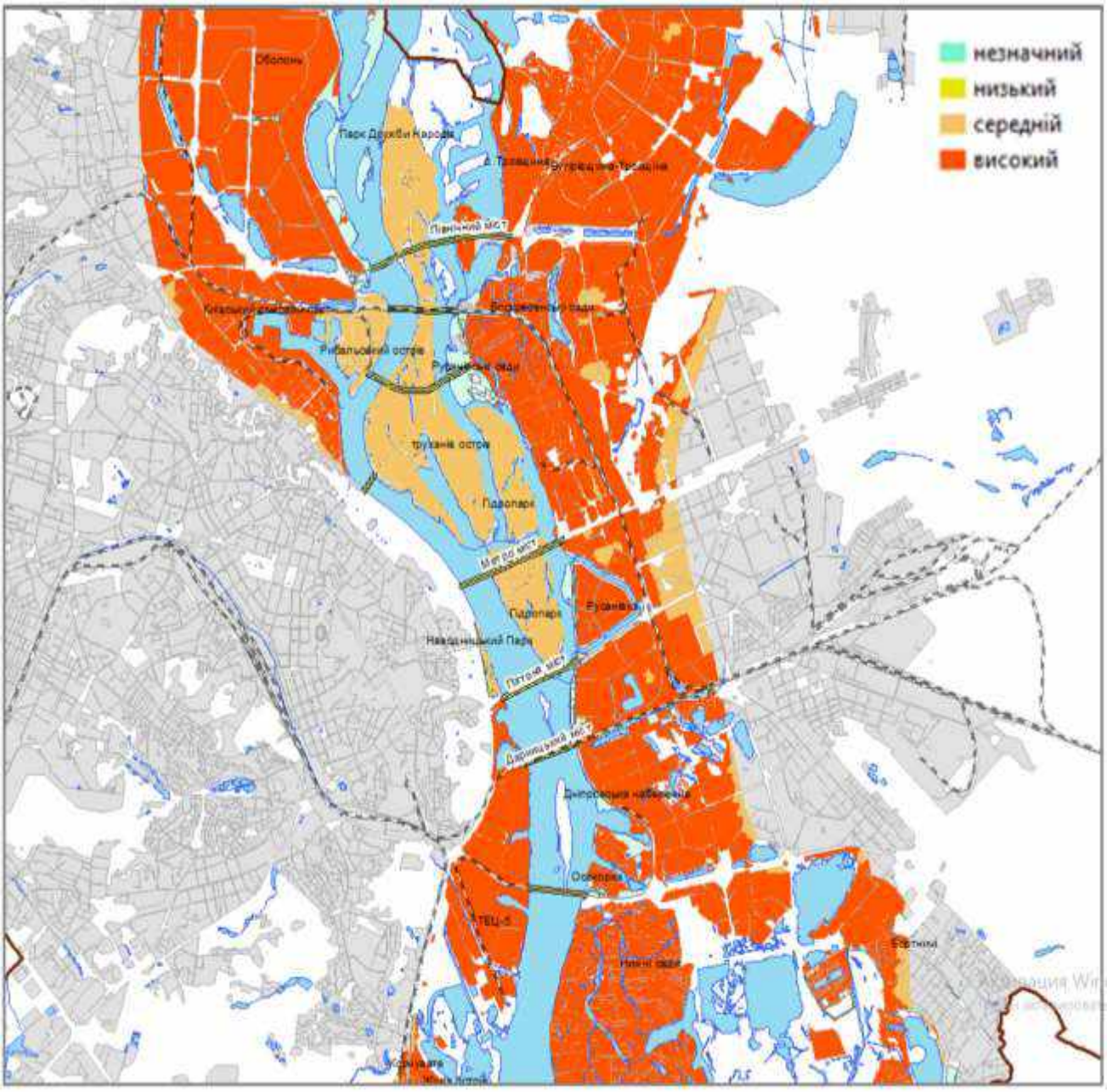


Рисунок 9.14 – Північна частина карти ризику збитків затоплення м. Києва. за сценарієм 0,1% забезпеченості

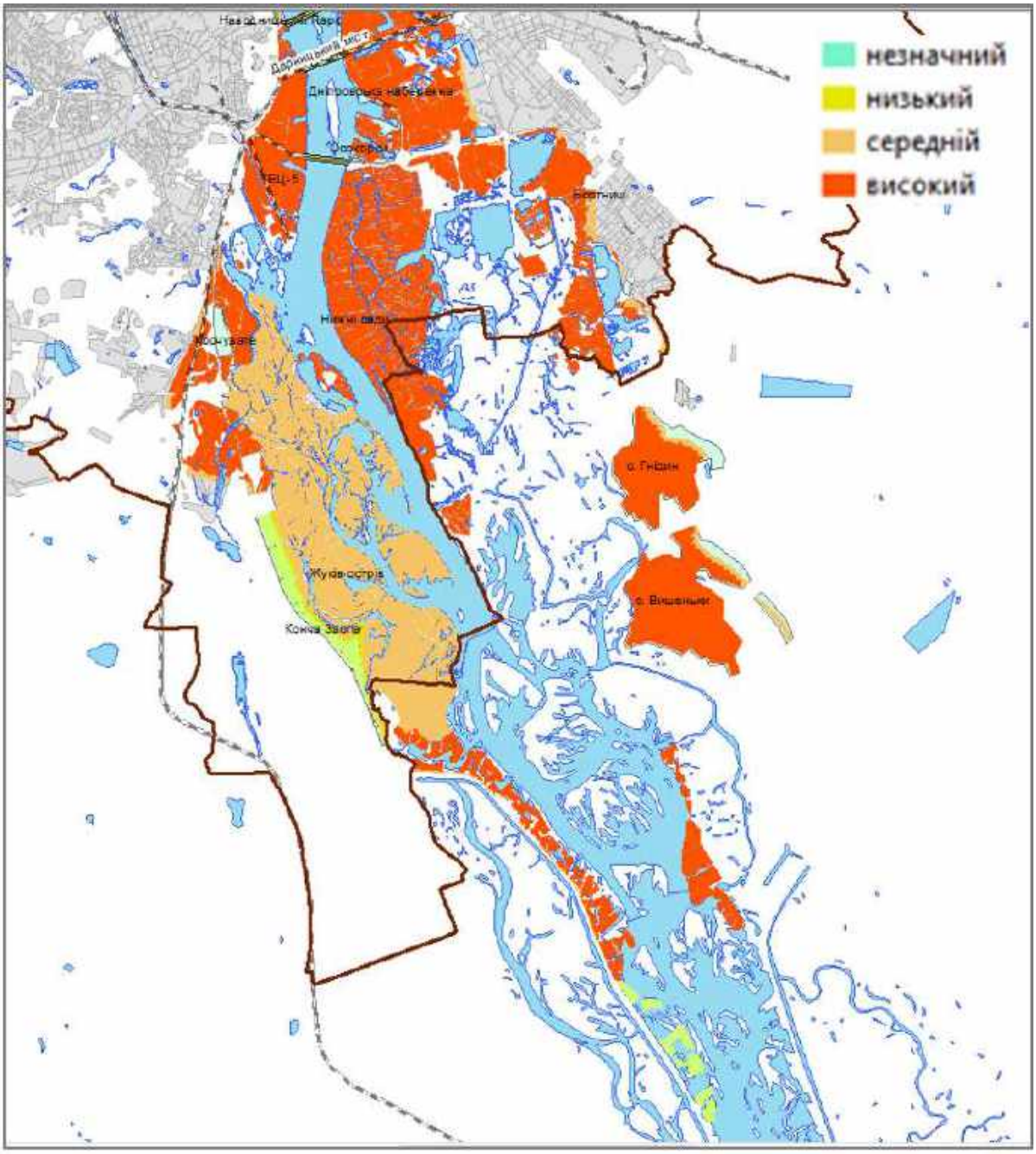


Рисунок 9.15 – Південна частина карти ризику збитків затоплення м. Києва за сценарієм 0,1% забезпеченості. В нижній частині карти показані заселені (черв.) та незаселені (зел.) намивні ділянки в руслі р. Дніпро.

9.4 Аналіз впровадження Паводкової Директиви ЄС в Україні

Представлена в даному розділі і реалізована в розробленій СППР методика дозволила провести попереднє зонування ризиків негативних впливів в різних зонах затоплень прирічкових територій м. Києва, спричинених високими повенями. Ці результати створюють основу для подальшої взаємодії виконавців Проєкту з ДСНС та КМДА для отримання розподілених даних економічної активності на прирічкових територіях з метою їхнього використання разом з розрахованими картами затоплень для визначення ризиків збитків від затоплень у відповідності до підходів, які розвиваються в ЄС [79] та представлені в Методиці розрахунку можливих втрат від затоплення, затвердженої Наказом ДСНС 21.09.2018 № 552 – https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0552388-18/print.

Згідно Водного Кодексу України потрібна також оцінка ефективності зменшення величини впливу (та/або вірогідності паводку, для Паводкової Директиви ЄС) в залежності від тих чи інших протипаводкових заходів.

Слова “впливу та/або вірогідності” пов’язані з різними формулюваннями ризиків і цілей Планів управління ризиками паводку у Паводковій Директиві ЄС:

“Плани управління ризиками паводків розробляються та виконуються з метою скорочення потенційних негативних наслідків для життєдіяльності людини, навколишнього природного середовища, культурної спадщини та господарської діяльності та/або скорочення вірогідності паводку” ,

та Планів управління ризиками затоплення у ст 107 Водного Кодексу України:

“Плани управління ризиками затоплення розробляються та виконуються з метою зменшення потенційного негативного впливу затоплень на життєдіяльність людини, навколишнє природне середовище, культурну спадщину та господарську діяльність”.

Відсутність оцінки ефективності протипаводкових програм в Україні була щойно зазначена, як головний недолік, у Звіті Рахункової палати про результати

аудиту ефективності виконання заходів Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року [80].

Зокрема, у Звіті Рахункової палати [80] про результати аудиту ефективності виконання протипаводкової програми на Карпатських річках вказано: "*Проведеним аудитом також встановлено відсутність методики оцінки ефективності виконання Загальнодержавної програми з урахуванням її специфіки та кінцевих результатів*".

Аналіз причин відсутності методики оцінки ефективності водних програм/планів було проведено в рамках Робочої групи з підготовки Водної Стратегії в спеціальній розвідці "Досвід впровадження інтегрованого управління водними ресурсами в українську водну політику" (https://docs.google.com/document/d/1bCcYbENPE48Mj-BA4ACkdVi1Mh-qFFeBYlTqV4JPhbM/edit).

Ефективність управління у нас досі визначається додержанням нормативів і стандартів. Підручник з екологічного управління [81] описує це так: «Екологічна безпека забезпечується контролем відхилень від гранично допустимих нормативів забруднень навколишнього природного середовища… Екологічне управління використовує базові стандарти, додержання яких забезпечує високий рівень ефективності».

Хоча, зважаючи на апроксимацію Водних Директив ЄС в Україні. ефективність водного врядування мала б визначатися "досягненням цілей сталого управління водними ресурсами та добробуту за найменших витрат для суспільства" [82]. Проте оскільки українські водні програми, згідно зі звітом Рахункової палати, цілей не мають, до змін в законодавстві не варто розраховувати на впровадження європейських принципів оцінки ефективності.

Ситуація мала шанс покращитися в 2016 році, коли у Водний Кодекс України (ст 107) [75] ввели положення Паводкової Директиви ЄС (ПД ЄС), які чітко визначали цілі Планів управління ризиками затоплення (або паводків, як в ПД ЄС):

“Плани управління ризиками затоплення розробляються та виконуються з метою зменшення потенційного негативного впливу затоплень на життєдіяльність людини, навколишнє природне середовище, культурну спадщину та господарську діяльність”.

Тобто ціль тепер визначена – зменшення впливу. Але цього не достатньо для визначення методики оцінки ефективності, що відповідає визначенню ОЕСР. Неможливість запровадження європейської методики оцінки ефективності пов’язана з неправильним визначенням в українському законодавстві ключових понять інтегрованого управління водними ресурсами (ІУВР) та Паводкової директиви ЄС. Неправильне розуміння і визначення стосуються таких понять:

Інтегроване – це не комплексне. Комплексне – це просто складне. Інтегроване – це те, що належить єдиному цілому, яке не роз’єднати. І тому відділення у Водному Кодексі України ризику затоплення від ризику паводку:

Паводкова Директива ЄС: Плани управління ризиками паводків розробляються та виконуються з метою скорочення потенційних негативних наслідків для життєдіяльності людини, навколишнього природного середовища, культурної спадщини та господарської діяльності та/або скорочення вірогідності паводку	**ст 107 Водного Кодексу України:** Плани управління ризиками затоплення розробляються та виконуються з метою зменшення потенційного негативного впливу затоплень на життєдіяльність людини, навколишнє природне середовище, культурну спадщину та господарську діяльність

протирічить не лише наявності причинно-наслідкових зв’язків між паводком і затопленням, але й призводить до невірного визначення поняття ризику.

Саме внаслідок каузальності, ризик – це добуток, а не об’єднання, традиційне визначення в українських документах ризику, лише як ймовірності, протирічить визначенню Міжнародної організації зі стандартизації ISO (https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:guide:73:en): *Ризик – це ‘effect of uncertainty’/вплив невизначеності*, де наголос робиться на зв’язку між впливом і загрозою, а не тільки на ймовірності загрози. Такий підхід дає можливості альтернативного вибору шляхів зниження ризиків, що є неодмінною умовою визначення ефективності, як “досягненням цілей сталого управління водними

ресурсами та добробуту за найменших витрат для суспільства". Не тільки за рахунок захисту, зниження чи елімінації загрози. Але й за рахунок зменшення другого компонента ризику – впливу, що значно підвищує операційність управління досягненням цілей ПУРЗ.

Включення європейського положення про Плани управління ризиками затоплення (ПУРЗ) у Водний Кодекс України [75] і прийняття Методики оцінки ризиків затоплення [77] наблизили ситуацію до правильного міжнародного визначення ризику, як добутку Ймовірності (І) та Наслідків (Н). Проте формально в Методиці записано таке визначення: «„Ризик затоплення" – це поєднання вірогідності затоплення і потенційних негативних наслідків для здоров'я населення, навколишнього середовища, культурної спадщини і господарської діяльності, пов'язаних із цим затопленням».

Таке визначення ризику, як суми Ймовірності (І) та Наслідків (Н), призводить до того, що кількісна оцінка величини ризику стає практично неможливою, і тому, в Методиці пропонується обмежуватися лише якісною експертною оцінкою величини ризику (дивись таблиці з Методики нижче). Проблема знову ж таки в тому, що якщо Ризик, це сума І та Н, то можливість обнуління Ризику шляхом обнуління Н, а не тільки шляхом обнулення І, просто не береться до уваги управлінцями. Це і є відсутність альтернативності, що є необхідною умовою застосування європейських методик оцінки ефективності водного управління.

Підхід, заснований на оцінці ризику, визначає водну безпеку, в першу чергу, шляхом визначення допустимих рівнів ризиків з точки зору їх вірогідності та потенційних наслідків (економічних, екологічних, соціальних), і збалансування цього з очікуваними вигодами від покращення водної безпеки – аналіз альтернатив і аналіз витрати-вигоди. Це має допомогти забезпечити, щоб рівень ризику відображав суспільні цінності та те, що реакція суспільства пропорційна величині ризику. Підхід, заснований на оцінці ризику, також дозволяє ідентифікувати ділянки високих ризиків, де політичні заходи слід вживати перш за все. Ризик при цьому має розумітися як добуток загрози, експозиції та вразливості.

Саме це дає практичну можливість розробити і впровадити методику оцінки ефективності протипаводкових програм і ПУРЗів, про необхідність розробки якої щойно висловила Рахункова палата у своєму звіті про результати аудиту ефективності виконання заходів Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року [80].

9.5 Висновки до розділу 9

У розділі представлені результати впровадження ГІС технологій для підготовки сучасних картографічних даних для моделювання, створення зручного інтерфейсу для адресної прив’язки результатів моделювання до карти прирічкової забудови м. Києва, як складової частини розробленої СППР, а також розрахунку і побудови карт ризиків збитків від затоплення при високих повенях. За цим напрямком досліджень і розробок в Проєкті отримані і впроваджені в УГМЦ такі основні результати.

1. На основі даних про рельєф прирічкової частини м. Києва з розрізненням 5 м за результатами лідарної зйомки 2020 р., які були отримані в рамках Проекту за запитом УГМЦ від Київського інституту земельних відносин при КМДА, створена сучасна Цифрова модель рельєфу (ЦМР), яка при об’єднані з цифровою моделлю глибин р. Дніпро забезпечила необхідну вхідну інформацією для математичного моделювання затоплень водами р. Дніпро м. Києва в умовах сучасної забудови прирічкових територій.

2. Для СППР з прогнозування зон затоплень, встановленої в УГМЦ, розроблено картографічний інтерфейс, який дозволяє візуалізувати результати моделювання на адміністративній та топографічних картах м. Києва з адресною прив’язкою до кожної будівлі в зонах затоплень.

3. Для картографічного інтерфейсу розроблено модуль просторового аналізу в якому оператори СППР в УГМЦ за результатами моделювання зон затоплень зможуть визначати перелік глибини затоплення та ураженої площі кожного вибраного об’єкта, а саме, будівлі, вулиці та їх ділянки, населені пункти, об’єкти особливого значення, функціональні (паркові та інші) зони, та формувати відповідні паперові звіти для УГМЦ, ДСНС і КМДА.

4. Для території м. Києва впроваджена європейська методологія побудови карт категорій ризиків збитків, яка раніш використовувалась для румунських частин басейнів річок Тиса і Дунай. На прикладі картографування ризиків збитків при затопленні території м. Києва водопіллям 0,1 % забезпеченості продемонстрована можливість використання розробленої моделі для побудови карт ризиків у відповідності з директивами ЄС і для інших річкових басейнів України.

ВИСНОВКИ

Протягом заключного етапу виконання Проєкту були завершені лабораторні дослідження проб, відібраних на попередніх етапах, для визначення актуальних концентрацій радіонуклідів у зоні відчуження і в Київському водосховищі. Завершена розробка і тестування моделей для прогнозування радіоактивного забруднення водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС, р. Прип'яті і Київського водосховища, а також моделі затоплень прибережної забудови Києва під час високих повеней із застосуванням паралельних алгоритмів на графічних картах для суттєвого пришвидшення розрахунків. Були розроблені і встановлені в Українському гідрометеорологічному центрі система прогнозування радіоактивного забруднення досліджуваних водойм та система прогнозування затоплень берегової забудови м. Києва. Загалом в рамках реалізації Проєкту отримані такі наукові та технічні результати:

1. Опрацьовано і систематизовано результати лабораторних досліджень проб води, донних відкладів і гідробіонтів, відібраних під час експедицій жовтня 2020 р. і червня 2021 р. у Київському водосховищі, на заплаві р. Прип'ять та у ВО ЧАЕС. Експериментально визначено відповідні концентрації радіонуклідів станом на 2020 і 2021 роки, а також сучасні значення параметрів обміну радіонуклідів у системах «вода – донні відклади», які використовувались для налаштування математичних моделей.

2. Розраховані щільності випадання радіонуклідів на водойми під час лісових пожеж в ЗВ 2015 і 2020 років та у випадку гіпотетичного сценарію з метеорологічними умовами, які сприяють максимальному радіологічному впливу на населення через водні шляхи переносу радіонуклідів. За допомогою математичного моделювання показано, що у випадку реальних лісових пожеж не очікується значного підвищення концентрації радіонуклідів у воді, що свідчить про низький ризик ураження населення радіонуклідами через питну воду під час пожеж

в ЗВ. При модельному «несприятливому» сценарії ці значення можуть бути значно вищими, проте вони є набагато меншими, ніж допустимі норми для питної води.

3. Двовимірну модель змиву радіонуклідів налаштовано для заплави р. Прип’ять із урахуванням сучасних значень параметрів взаємодії води з ґрунтами заплави, визначеними за даними досліджень відповідних проб 2020-2021 років. Проведено розрахунки переносу радіонуклідів для гіпотетичних сценаріїв прориву захисних лівобережних дамб в районі забрудненої радіронуклідами заплави р. Прип’ять. Показано що найвищі концентрації ^{90}Sr в Прип’яті, які формуються для для сценарію прориву лівобережної дамби при повені 35% забезпеченості, в результаті подальшого змішування вод Прип’яті і Днапра в Київському водосховищі не призводять до ризиків для радіаційної безпеки населення м Києва.

4. За результатами проведених польових та лабораторних досліджень води, донних відкладів та гідробіонтів, а також систематизації наявних даних показано, що в результаті зниження рівня води у ВО ЧАЕС відбулося незначне підвищення концентрації ^{137}Cs у всіх частинах водойми, тоді як концентрація ^{90}Sr підвищилась нерівномірно з максимумом у північній частині ВО при незначних змінах в концентрації радіонуклідів у донних відкладах. Ці дані були використані для калібрування нової моделі стану водойми-охолоджувача POSEIDON-F, результати якої узгоджуються з даними вимірювань 1986-2020 років. Розроблена модель дозволила прогнозувати стабілізацію концентрацій радіонуклідів в ВО в найближчі роки на нових значеннях, які дещо перевищують відповідні концентрації до початку зниження рівня води.

5. Здійснено налаштування двовимірної моделі COASTOX і камерної моделі POSEIDON-F на Київське водосховище для оцінок потенційного радіоактивного забруднення водного середовища у результаті виносу радіонуклідів з р. Прип’ять при високих повенях та можливих роботах з днопоглиблення. Показано, що при високих повенях з одночасним руйнуванням захисних дамб на заплаві р. Прип’ять може спостерігатися деяке підвищення концентрації ^{90}Sr у воді і в рибі у всьому водосховищі, хоча загалом рівень забруднення є нижчим гранично допустимої концентрації, згідно “Допустимих рівнів вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і

^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді" (ДР-97). Для розглянутих сценаріїв днопоглиблення продемонстровано, що за рахунок порушення верхнього шару донних відкладів водосховища можуть мати місце лише незначні локальні підвищення концентрації радіонуклідів в місцях днопоглиблення, що не може негативно вплинути на радіаційну безпеку водокористування населенням.

6. Розроблено нову систему прогнозування радіоактивного забруднення ВО ЧАЕС, р. Прип'ять і Київського водосховища. Вона включає математичні моделі (RETRACE, RIVTOX, COASTOX і POSEIDON-F), які розроблялися і вдосконалювалися протягом всього Проєкту. Моделі інтегровано в графічне середовище системи із використанням технології розподіленого об'єкта-обгортки. Середовище дозволяє автоматично запускати моделі в режимі ланцюжка для розгляду комбінованих сценаріїв забруднення водних об'єктів та створення нових сценаріїв. Система встановлена в Центрі прогнозування наслідків радіаційних аварій Українського гідрометеорологічного центру.

7. Розроблено нову версію моделі COASTOX для паралельних розрахунків на графічних процесорах GPU. Показано, що використання нових графічних процесорів NVIDIA з високими показниками продуктивності і пропускної здатності пам'яті дозволяє проводити розрахунки швидше, ніж на робочій станції з багатоядерними процесорами Intel Xeon. Зокрема, версія двовимірної моделі розрахунку зон затоплень з використанням паралельних розрахунків на графічних процесорах GPU, розроблена в ході виконання Проєкту, дає прискорення розрахунків у порівнянні з класичним методом паралельних розрахунків на робочій станції з багатоядерним процесором у 8,6 разів (167 разів порівняно з непаралельними розрахунками). За допомогою набору тестів показано, що модель здатна вірно відтворювати процеси затоплення і осушення заплав із складним рельєфом, переливання потоку води через перешкоди, поширення хвилі паводку при прориві дамб, взаємодію хвилі прориву зі спорудами та збурення позаду споруд та ін.

8. Двовимірну модель COASTOX налаштовано для деталізованих розрахунків зон затоплень м. Києва у результаті весняних повеней різної

забезпеченості та сценаріїв руйнування греблі Київської ГЕС з використанням сучасних цифрових карт прибережної забудови та топографії м. Києва. Вперше здійснено картування ризику збитків затоплення території м. Києва із врахуванням розрахованої глибини затоплення і вразливості кожного типу території до затоплення.

9. Розроблено нову програмну систему прогнозування затоплень берегової забудови м. Києва, яка включає: 1) модуль розрахунків потоків води та висоти рівня поверхні води з використанням нового алгоритму паралельних розрахунків на графічних платах (GPU) з пришвидшенням у десятки разів, що є важливим для завчасного прогнозування зон затоплення; 2) програмні засоби ГІС-технологій для обробки результатів розрахунків та візуалізації картографічної інформації з використанням сучасних цифрових карт прибережної забудови та топографії м. Києва. Система встановлена в Українському гідрометеорологічному центрі для прогнозування зон затоплень у м Києві в період повеней наступних років.

10. Результати, отримані під час виконання проекту, частково опубліковані у 3 наукових статтях у міжнародних журналах (*Journal of Environmental Radioactivity*, *Biogeosciences*, *Marine Pollution Bulletin*) та були представлені у 5 доповідях на наукових конференціях. Одна стаття прийнята до публікації видавництвом *Springer* у вигляді глави в монографію. Ще 2 статті за результатами виконання проекту подані для публікації в міжнародний журнал *Water*.

Список цитованої літератури

1. Kanivets V., Laptev G., Konoplev A., Lisovyi H., Derkach G., Voitsekhovych O. Distribution and Dynamics of Radionuclides in the Chernobyl Cooling Pond. In: Konoplev A., Kato K., Kalmykov S. (eds) Behavior of Radionuclides in the Environment II. Springer, Singapore. 2020. P. 349–405.

2. Вовк П.С., Простантинов В.Е. Состояние экосистемы пруда-охладителя ЧАЭС в условиях радиоактивного загрязнения. Чернобыль, 1997. 44 с.

3. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. ^{90}Sr и ^{137}Cs в высших водных растениях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2001. Т. 41, № 2. С. 232–238.

4. Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Derevets V.V., Nazarov A.B. Aquatic ecosystems within the Chernobyl NPP exclusion zone: The latest data on radionuclide contamination and absorbed dose for hydrobionts. In: Brechignac F., Desmet G. (Eds.) Equidosimetry – Ecological Standartization and Equidosimetry for Radioecology and Environmental Ecology. Series C: Environmental Security. Vol. 2. Springer, Dordrecht. 2005. P. 333–342.

5. Лукашов Д.В. Особливості накопичення радіонуклідів прісноводними двостулковими молюсками у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС. *Вісн. Київ. нац. ун-ту. Біологія*. 2000. Вип. 32. С. 58–59.

6. Лукашев Д.В. Современное состояние популяции дрейссены в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 37, № 3. С. 40–45.

7. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. Функционально-экологические и возрастные закономерности концентрирования радионуклидов пресноводными моллюсками зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2001. Т. 41, № 3. С. 326–330.

8. Гудков Д.И., Назаров А.Б., Дзюбенко Е.В., Каглян А.Е., Кленус В.Г. Радиоэкологические исследования пресноводных моллюсков в Чернобыльской

зоне отчуждения. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2009. Т. 49, № 6. С. 703–713.

9. Lukashev D.V. Age peculiarities of the accumulation of ^{137}Cs by freshwater Bivalvia in the cooling pond of the Chernobyl NPS and in the Pripyat river. *Hydrobiological Journal*. 2002. Vol. 38(5). P. 133–140.

10. Lukashev D.V. Freshwater Bivalvia as sedimentators of radioactive suspended matter in the cooling pond of the Chernobyl NPS. *Hydrobiological Journal*. 2003. Vol. 39(6). P. 94–101.

11. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Киреев С.И., Назаров А.Б., Кленус В.Г. Основные дозообразующие радионуклиды в рыбе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2008. Т. 48, № 1. С. 48–58.

12. Каглян А.Е., Гудков Д.И., Кленус В.Г., Широкая З.О., Поморцева Н.А., Юрчук Л.П., Назаров А.Б. Радионуклиды в аборигенных видах рыб Чернобыльской зоны отчуждения. *Ядерна фізика та енергетика*. 2012. Т. 13, № 3. С. 306–315.

13. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 215 с.

14. Kryshev I.I. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident. *J. Environmental Radioactivity*. 1995. Vol. 27(3). P. 207–219.

15. Kaglyan A.Y., Gudkov D.I., Kireyev S.I., Yurchuk L.P., Gupalo Ye.A. Fish of the Chernobyl exclusion zone: Modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Hydrobiological Journal*. 2019. Vol. 55(5). P. 86–104.

16. Kaglyan, A.Ye., Gudkov D.I., Kireyev S.I., Klenus V.G., Belyaev V.V., Yurchuk L.P., Drozdov V.V., Hupalo O.O. Dynamics of specific activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs in representatives of ichthyofauna of chornobyl exclusion zone. Nuclear Physics and Atomic Energy 2021. Vol. 22(1). P. 62–73.

17. Zarubin O.L. Influence of food availability on the accumulation of ^{137}Cs by fishes of the cooling pond of the Chernobyl NPS. *Hydrobiological Journal*. 2005. Vol. 41(4). P. 54–66.

18. Zarubin O.L., Zalisskiy A.A., Kostyuk V.A., Malyuk I.A. Parameters of ^{137}Cs accumulation by fishes of the cooling pond after removal of the Chernobyl NPS from service (1998-2008). *Hydrobiological Journal*. 2011. Vol. 47(2). P. 79–85.

19. Zarubin O.L., Zarubina N.Ye., Zalisskiy A.A., Malyuk I.A., Kostyuk V.A. Dynamics of 137Cs specific activity in fishes differing in the type of their nutrition in the cooling pond of the Chernobyl NPS (1986-2013). *Hydrobiological Journal*. 2014. Vol. 50(3). P. 95–106.

20. Романеко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на чернобыльской АЭС. К.: Наукова думка, 1992. 194 с.

21. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Пришляк С.П., Пархоменко А.А., Карапыш В.А. Особенности формирования радионуклидного загрязнения высших водных растений Киевского водохранилища. *Ядерна фізика та енергетика*. 2012. т. 13, №2. С. 160–165.

22. Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. Содержание осколков деления урана в водных растениях днепровских водохранилищ. *Гидробиол. журн.* 1990. Т. 26, № 4. С. 73–77.

23. Волкова О.М., Беляєв В.В. Динаміка формування рівнів вмісту ^{137}Cs у гідробіонтах водойм України. *Вісник Запорізького національного університету: Зб. наук. статей. Біологічні науки*. 2007. №1. С. 21–28.

24. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Зарубин О.Л., Гудков Д.И. Параметры снижения удельной активности ^{137}Cs в гидробионтах, обитающих в водоемах разного типа. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2009. Т. 49, №2. С. 207–211.

25. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Гудков Д.И., Пришляк С.П., Пархоменко А.А. ^{137}Cs в высших водных растениях и рыбах водоемов Украины. *Гидробиологический журнал*. 2019. Т. 55, № 1. С. 94–103.

26. Кузьменко М. І., Гудков Д. І., Кірєєв С. І., Беляєв В.В., Волкова О.М., Кленус В.Г., Каглян О.Є., Шевцова Н.Л., Широка З.О., Насвіт О.І. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. К.: Наук. думка, 2010. 263 с.

27. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 215 с.

28. Talerko M.M., Lev T.D., Kireev S.I., Kashpur V.O., Kuzmenko G.G. Evaluation of radioactive air contamination due to a forest fire within the Exclusion zone on 5–8 June, 2018. *Ядерна енергетика та довкілля*. 2019. №2 (14). С.47–57.

29. Imagery Digital data LANDSAT (Інтернет джерело) URL: https://landlook.usgs.gov/landlook/viewer.html.

30. Kashparov V., Levchuk S., Zhurba M., Protsak V., Khomutinin Y., Beresford N.A., Chaplow J.S. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth Syst. Sci. Data.* 2018. Vol. 10. P. 339–353.

31. Кашпаров В.А., Журба М.А., Киреев С.И., Зибцев С.В., Миронюк В.В. Оценка ожидаемых доз облучения участников пожаротушения в Чернобыльской зоне отчуждения в апреле 2015 г. *Ядерна фізика та енергетика*. 2015. Т. 16, № 4. С. 399–407.

32. Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Levchuk S.E., Glukhovskiy A.S., Khomutinin Yu.V., Protsak V.P., Lundin S.M., Tschiersch J. Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006. Vol. 87. P. 260–278.

33. Talerko M., Kovalets I., Lev T., Igarashi Y., Romanenko O. Simulation study of radionuclide atmospheric transport after wildland fires in the Chernobyl Exclusion Zone in April 2020. *Atmospheric Pollution Research*. 2021. Vol. 12(3). P. 193–204.

34. User's guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion models. Vol. 1. EPA-454/B-95-003a. Research Triangle Park, NC, U.S. Environmental Protection Agency, 1995. 122 p.

35. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97): Державні гігієнічні нормативи. ДГН 6.6.1. – 6.5.001-98. 135 с.

36. Raskob W., Trybushnyi D., Ievdin I., Zheleznyak M. JRODOS: Platform for improved long term countermeasures modelling and management. *Radioprotection*. 2011. Vol. 46(6). P. S731–S736.

37. Beven K. J., Kirkby M.J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.* 1979. Vol. 24(1). P. 43–69.

38. Wigmosta M.S., Vail L.W., Lettenmaier D.P. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. *Water Resour. Res.* 1994. Vol. 30(6). P. 1665–1679.

39. Wigmosta M.S., Lettenmaier D.P. A comparison of simplified methods for routing topographically driven subsurface flow. *Water Resour. Res.* 1999. Vol. 35(1). P. 255–264.

40. Dickinson R.E., Henderson-Sellers A., Rosenzweig C., Sellers P.J. Evapotranspiration models with canopy resistance for use in climate models. A review. *Agric. For. Meteorol.,* 1991. Vol. 54. P. 373–388.

41. Monteith J.L. Evaporation and surface temperature. *Q. J. K. Meteorol. Soc.* 1981. Vol. 107. P. 1–27.

42. Shuttleworth W.J., Wallace J.S. Evaporation from sparse crops – An energy combination theory. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 1985. Vol. 111. P. 839–855.

43. Choudhury B.J., Monteith J.L. A four-layer model for the heat budget of homogeneous land surfaces. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 1988. Vol. 114. P. 373–398.

44. Eagleson P.S. Climate, soil, and vegetation. 3. A simplified model of soil moisture movement in the liquid phase. *Water Resour. Res.* 1978. Vol. 14(5). P. 722–730.

45. Eagleson P.S. Climate, soil, and vegetation. 4. The expected value of annual evapotranspiration. *Water Resour. Res.* 1978. Vol. 14(5). P. 731–739.

46. Campbell G. S. An *Introduction to Environmental Biophysics*. New York: Springer-Verlag, 1977. 159 p.

47. Feddes R.A., Kowalik P.J., Zaradny H. *Simulation of Field Water Use and Crop Yield*. 1978. New York: John Wiley, 188 p.

48. Monteith J.L., Unsworth M.H. *Principles of Environmental Physics*. New York: Routledge Chapman and Hall, 1990. 291 p.

49. Laramie R.L., Schaake Jr. J.C. Simulation of the continuous snowmelt process. *Rep. 143*. Ralph M. Parsons Lab., Mass. Inst. of Technol., Cambridge, 1972.

50. U.S. Army Corps of Engineers. *Snow hydrology*. Summary report of the snow investigations. N. Pac. Div., U.S. Army Corps of Eng., Portland, Oreg., 1956.

51. Anderson E.A. Development and testing of snowpack energy balance equations. *Water Re sour. Res.* 1968. Vol. 4(1). P. 19–37.

52. Brooks R.H., Corey A.T. Hydraulic properties of porous media. *Hydrol. Pap., 3*. Colo. State Univ., Fort Collins, 1964.

53. Entekhabi D., Eagleson P.S. Land surface hydrology parameterization for atmospheric general circulation models: Inclusion of subgrid scale spatial variability and screening with a simple climate model. *Rep. 325*. Ralph M. Parsons Lab., Mass. Inst. of Technol., Cambridge, 1989. 195 p.

54. Beven K.J. On subsurface stormflow: An analysis of response times. *Hydrol. Sci. J*. 1982. Vol. 4. P. 505–521.

55. Van Rijn L.C. Sediment Transport, Part II: Suspended Load Transport. *J. Hydr. Engrg.*, ASCE. 1984. Vol. 110(11). P. 1613–1641.

56. Yoshimura K., Onda Yu., Kato H. Evaluation of radiocaesium wash-off by soil erosion from various land uses using USLE plots. *J. Environ. Radioact*. 2015. Vol. 139. P. 362–369.

57. MEXT (Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology), 2011. Results of the Third Airborne Monitoring Survey by MEXT. http://radioactivity.nsr.go.jp/en/contents/5000/4182/24/1304797_0708e.pdf.

58. Zheleznyak M., Boyko O., Kivva S., Pylypenko O., Mikhalsky O., Tschiersch J., Hürkamp K. Distributed model of radionuclide wash-off from the Pripyat river watershed of Chernobyl Exclusion Zone: testing and simulation of accidental deposition on snow cover. EGU General Assembly Conference Abstracts, 2018.

59. Sakuma K., Nakanishi T., Yoshimura K., Kurikami H., Nanba K., Zheleznyak M. A modeling approach to estimate the ^{137}Cs discharge in rivers from immediately after the Fukushima accident until 2017. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 208-209. 106041.

60. Maderich V., Bezhenar R., Tateda Y., Aoyama M., Tsumune D., Jung K.T., de With G. The POSEIDON-R compartment model for the prediction of transport and fate of radionuclides in the marine environment. *MethodsX*. 2018. Vol. 5. P. 1251–1266.

61. Bezhenar R., Jung K.T., Maderich V, Willemsen S., de With G., Qiao F. Transfer of radiocaesium from contaminated bottom sediments to marine organisms through benthic food chain in post-Fukushima and post-Chernobyl periods. *Biogeosciences*. 2016. Vol. 13. P. 3021–3034.

62. Cardwell R.D., DeForest D.K., Brix K.V., Adams W.J. Do Cd, Cu, Ni, Pb and Zn biomagnify in aquatic ecosystems? *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2013. Vol. 226. P. 101–122.

63. Kasamatsu F., Ishikawa Y. Natural variation of radionuclide ^{137}Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. *Marine Ecology Progress Series*. 1997. Vol. 160. P. 109–120.

64. Vives i Batlle J., Wilson R.C., Watts S.J., McDonald P., Craze A. Derivation of allometric relationships for radionuclides in marine phyla. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44 (5). P. 47–52.

65. Зйомка радіоактивного забруднення донних відкладів Київського водосховища до ТЕО будівництва мостового переходу через водосховище Київської ГЕС. УкрНДГМІ. 2009. Звіт за договором 72-08/3. 101 с.

66. International Commission on Radiological Protection (ICRP). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. 2007. 34 p.

67. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Safety Series No. 115 / International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria: IAEA, 1996. 353 p.

68. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. Наказ № 383 від 23.12.2020 Про затвердження лімітів та прогнозів допустимого спеціального використання водних біоресурсів загальнодержавного значення у рибогосподарських водних об’єктах (їх частинах) (крім Азовського моря із

затоками) на 2021 рік. Електронний ресурс. Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0101-21#Text.

69. Stabin M.G. Radiation Protection and Dosimetry: An Introduction to Health Physics. New York: Springer, 2008. 384 p.

70. Sorokin M., Zheleznyak M., Kivva S., Kolomiets P., and Pylypenko O., 2020. High performance computing of waves, currents and contaminants in rivers and coastal areas of seas on multi-processors systems and GPUs, EGU General Assembly 2020, Online, 4–8 May 2020, EGU2020-11372, https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-11372.

71. ПД ЄС, Директива 2007/60/ЕС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2007 р. «Про оцінку та управління ризиками затоплення» http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/994_b29

72. ВРД ЄС, Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради від 23 жовтня 2000 року «Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики» http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/994_962

73. Закон України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом», 4 жовтня 2016 року, № 1641-VIII (http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1641-19)

74. Vykhryst S. Table of Concordance Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks / Директива 2007/60/ЄС про оцінку та управління ризиками затоплення. 29/11/2011. https://mepr.gov.ua/files/docs/2007%2060%20%d0%84.pdf

75. ВОДНИЙ КОДЕКС УКРАЇНИ. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1995, № 24, ст.189. https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text

76. Про затвердження Порядку розроблення плану управління ризиками затоплення. Постанова Кабінету Міністрів України від 4 квітня 2018 р. № 247. https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/247-2018-%D0%BF#Text

77. Про затвердження Методики попередньої оцінки ризиків затоплення. Наказ Міністерства Внутрішніх Справ України № 30 від 17.01.2018. https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0153-18#Text

78. Про затвердження Методики розроблення карт загроз і ризиків затоплення. Наказ Міністерства Внутрішніх Справ України від 28.02.2018 № 153. https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0350-18#Text

79. de Moel, Hvan Alphe J., Aerts J.C.J.H. Flood maps in Europe – methods, availability and use. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 2009. Vol. 9. P. 289–301.

80. Звіт Рахункової палати про результати аудиту ефективності виконання заходів Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року – http://rp.gov.ua/upload-files/Activity/Collegium/2021/12-3_2021/R_RP_12-3_2021.pdf

81. Екологічне управління: Підручник / В.Я. Шевчук, Ю.М. Саталкін, Г.Я. Білявський та ін.. – К.: Либідь, 2004. 432 с.

82. OECD Principles on Water Governance. OECD Publishing, Paris, France, 2015. http://www.oecd.org/gov/regional-policy/OECDPrinciples-on-Water-Governance-brochure.pdf

83. Guideline on methodology and technical aspects of the preparation of flood hazard and risk maps», National Institute of Hydrology and Water Management. Tech Report, 2019. http://www.inhga.ro/

84. Rîndaşu-Beuran I.S., Ciurea A.L., Dumitrache R., Ion B., Achim D., Mazilu P., Bogzianu R.D. Flood Risk Assessment in the Tisa River Basin. 2019 ”Air and Water – Components of the Environment” Conference Proceedings, Cluj-Napoca, Romania, 2019. P. 137–150. DOI: 10.24193/AWC2019_14.

85. Zheleznyak M., Kivva S., Pylypenko O., Sorokin M. Modeling of behavior of Fukushima-derived radionuclides in freshwater systems. In: *Behavior of radionuclides in the environment III*: *Fukushima.* Springer, Singapore 2021 (прийнята до публікації).

ДОДАТОК А

Список наукових публікацій за результатами Проєкту

Статті в міжнародних журналах з відміткою "*the research has been supported by the National Research Foundation of Ukraine projects no. 2020.01/0421*"

1. Bezhenar R., Kim K.O., Maderich V., de With G., Jung K.T. Multi-compartment kinetic-allometric (MCKA) model of radionuclide bioaccumulation in marine fish. Biogeosciences. 2021. Vol. 18. P. 2591-2607.

https://bg.copernicus.org/articles/18/2591/2021/

Учасник Проєкту Беженар Р. (Bezhenar R.) відповідав за розвиток моделі засвоєння радіонуклідів водними організмами.

2. De With G., Bezhenar R., Maderich V., Yevdin Y., Iosjpe M., Jung K.T., Qiao F., Perianez R. Development of a dynamic food chain model for assessment of the radiological impact from radioactive releases to the aquatic environment. Journal of Environmental Radioactivity. 2021. Vol. 233. 106615.

https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0265931X21000874

Учасник Проєкту Беженар Р. (Bezhenar R.) відповідав за тестування камерної моделі POSEIDON-R для прогнозування переносу радіонуклідів у водному середовищі та оцінку доз опромінення людини.

3. Zhao C., Wang G., Zhang M., Wang G., de With G., Bezhenar R., Maderich V., Xia C., Zhao B., Jung K.T., Perianez R., Akhir M.F., Sangmanee C., Qiao F. Transport and dispersion of tritium from the radioactive water of the Fukushima Daiichi nuclear plant. Marine Pollution Bulletin. 2021. Vol. 169. 112515.

https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X2100549X

Учасник Проєкту Беженар Р. (Bezhenar R.) відповідав за тестування методів 3-вимірного моделювання переносу радіонуклідів у водному середовищі.

4. Zheleznyak M., Kivva S., Pylypenko O., Sorokin M. Modeling of behavior of Fukushima-derived radionuclides in freshwater systems. In: *Behavior of radionuclides in the environment III*: *Fukushima.* Springer, Singapore 2021 (прийнята до публікації)

Учасники Проєкту Ківва С. (Kivva S.), Пилипенко О. (Pylypenko O.), Сорокін М. (Sorokin M) відповідали за розвиток та тестування моделей переносу радіонуклідів у прісноводних системах.

5. Kanivets V., Protsak V., Gudkov D. Kireev S., Nasvit O. Sakaguchi A., Wada T., Bezhenar R., Nanba K., Kaglyan A., Prishlyak S., Veremenko D., Kanasashi T., Udovenko O., Zheleznyak M. Dynamics of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Chornobyl NPP Cooling Pond after the water level drawdown: 1. Measured data and tendencies. *Water,* 2022 (подана для публікації).

Учасники Проєкту Канівець В. (Kanivets V.), Процак В. (Protsak V.), Гудков Д. (Gudkov D.), Prishlyak S., (Пришляк С.) відповідали за проведення вимірів в водоймі-охолоджувачі ЧАЕС та лабораторні віміри відібраних проб, Канівець В., Процак В., Насвіт О. (Nasvit O.), Беженар Р. (Bezhenar R.), Удовенко О. (Udovenko O.) проводиди систематизацію та аналіз отриманих даних вимірів, а також готували окремі розділи та графічні матеріали статті.

6. Bezhenar R., Zheleznyak M., Kanivets V., Protsak V., Gudkov D., Igarashi Y., Udovenko O., Nasvit O. Dynamics of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Chornobyl NPP Cooling Pond after the water level drawdown: 2. Modelling and forecasting. Water, 2022 (подана для публікації).

Учасники проєкту Беженар Р. (Bezhenar R.), Канівець В. (Kanivets V.), Процак В. (Protsak V.), Гудков Д. (Gudkov D.), Удовенко О. (Udovenko O.), Насвіт О. (Nasvit O.) відповідали за розвиток і тестування моделі переносу радіонуклідів у ВО ЧАЕС, збір даних вимірювань, обробку, візуалізацію і аналіз отриманих результатів.

Тези доповідей на конференціях (учасники Проєкту підкреслені)

Щорічна конференція Європейського геофізичного товариства EGU-2021

1. Bezhenar R., Zheleznyak M., Gudkov D., Kanivets V., Laptev G., Protsak V., Sakaguchi A., Nanba K., Wada T., Kanasashi T., Kireev S., Veremenko D., Nasvit O., Uematsu S. Model & data based assessment of the impacts of drawdown of

the Chornobyl NPP Cooling Pond on the Cs-137 concentrations in water, sediments and biota. Geophysical Research Abstracts, online, 19–30 Apr 2021, EGU21-12329.

https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-12329

2. Laptev G., Voitsekhovych O., Protsak V., Zheleznyak M., Nanba K., Konoplev A., Igarashi Y., Wakiyama Y., Bezhenar R., Kivva S., Pylypenko O., Sorokin M., Kireev S., Veremenko D. Temporal changes of mobile forms of ^{90}Sr on Pripyat River floodplain in vicinity of Chornobyl NPP: measurements and risk assessments for river water contamination. Geophysical Research Abstracts, online, 19–30 Apr 2021, EGU21-10934.

https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-10934

3. Kivva S., Zheleznyak M., Bezhenar R., Pylypenko O., Sorokin M., Demydenko A., Kanivets V., Laptev G., Votsekhovich O., Boyko V., Gudkov D. Modeling of major environmental risks for the Kyiv city, Ukraine from the Dnieper river waters – inundation of coastal areas and contamination by the radionuclides deposited in bottom sediments after the Chornobyl accident. Geophysical Research Abstracts, online, 19–30 Apr 2021, EGU21-13038.

https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-13038

Міжнародна конференція INUDECO'21

https://inudeco.pro/wp-content/uploads/zbirnyk_2021.pdf

4. Беженар Р., Железняк М., Кірєєв С., Веременко Д., Насвіт О., Гудков Д., Канівець В., Лаптев Г., Процак В., Sakaguchi A., Nanba K., Wada T., Kanasashi T. Радіоактивне забруднення водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС від моменту аварії до сьогодні: порівняння результатів моделювання з вимірами. *VI Міжнародна конференція "Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики та відновлення навколишнього середовища"*. 27-29 квітня 2021 року, м. Славутич. Збірник матеріалів. С. 32-35.

5. Талерко М.М., Лев Т.Д., Кашпур В.О., Яценко Ю.В. Моделювання радіоактивного забруднення атмосфери під час лісових пожеж та пилової бурі у зоні відчуження в 2020 р. *VI Міжнародна конференція "Проблеми зняття з*

експлуатації об'єктів ядерної енергетики та відновлення навколишнього середовища". 27-29 квітня 2021 року, м. Славутич. Збірник матеріалів. С. 280-282.

ДОДАТОК Б

Скан-копії актів впровадження

ПОГОДЖЕНО
Директор Інституту
проблем математичних машин
і систем НАН України
академік НАН України,
доктор технічних наук, професор

А.О. Морозов

«__» _____ 2021 р.

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор Українського
гідрометеорологічного центру
кандидат географічних наук

М.І. Кульбіда

«__» _____ 2021 р.

АКТ

«06» грудня 2021 р. м. Київ

про впровадження в Українському гідрометеорологічному центрі ДСНС України **«Програмно-моделюючої системи прогнозування радіоактивного забруднення водойми-охолоджувача ЧАЕС, р. Прип'ять і Київського водосховища»**, яка розроблена в результаті науково-дослідної роботи, що виконувалась Інститутом проблем математичних машин і систем НАН України за договором № 28/01/0421 від «28» квітня 2021 р. з Національним фондом досліджень України (НФДУ) «Прогнозування небезпечних впливів радіоактивно забруднених поверхневих вод і затоплення берегів: розвиток моделей та їх впровадження для зменшення наслідків надзвичайних ситуацій у м. Києві, спричинених водами р. Дніпро». Проєкт НФДУ 2020.01/0421.

Комісія у складі:

голова – Табачний Леонід Якович, начальник Центру прогнозування наслідків радіаційних аварій (ЦПНРА) Українського гідрометеорологічного центру;

члени комісії від УкрГМЦ:

Кокот Ірина Іванівна, заступник начальника ЦПНРА;

Григор'єв Олександр Володимирович, гідролог 1 категорії, відділ моделювання ЦПНРА;

члени комісії від ІПММС:

Беженар Роман Васильович, старший науковий співробітник відділу №210;

Удовенко Людмила Федорівна, заступник завідувача відділом № 205;

Пилипенко Олександр Ігорович, науковий співробітник відділу № 205.

склала цей акт про те, що за результатами виконання НДР «Прогнозування небезпечних впливів радіоактивно забруднених поверхневих вод і затоплення берегів: розвиток моделей та їх впровадження для зменшення наслідків надзвичайних ситуацій у м. Києві, спричинених водами р. Дніпро» в Українському гідрометеорологічному центрі (УкрГМЦ) була впроваджена

система прогнозування динаміки радіонуклідів у водоймах, сформованих на місці ВО ЧАЕС при його частковому осушенні, переносу радіонуклідів річкою Прип'ять та оцінки підвищення радіоактивного забруднення Київського водосховища.

Розроблена програмно-моделююча система прогнозування радіоактивного забруднення водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС, р. Прип'ять і Київського водосховища включає набір математичних моделей, поєднаних спільною програмною оболонкою користувача. Модель RETRACE розраховує змив радіонуклідів з водозбору, RIVTOX – перенос забруднення по річковій системі, COASTOX – перенос забруднення у водосховищі, POSEIDON-F – динаміки радіонуклідів у ВО ЧАЕС і Київському водосховищі, а також засвоєння радіонуклідів водними організмами і дози опромінення населення від їхнього споживання. Моделі налаштовані для роботи в режимі ланцюжка, коли результати однієї моделі є вхідними даними для іншої. При цьому враховуються нові параметри фізичної кінетики радіонуклідів у системі «ґрунти – вода» на основі вимірів, здійснених у 2020-2021 рр. Результати розрахунків відображаються з використанням картографічної інформації за допомогою програмних засобів ГІС – технологій.

Пілотну версію програмно-моделюючої системи налаштовано для проведення оперативних та дослідних розрахунків у Центрі прогнозування наслідків радіаційних аварій УкрГМЦ. З користувачами системи проведено навчання щодо її використання.

Впровадження даної системи сприяє науково-обґрунтованому прогнозуванню змін концентрації радіонуклідів у ВО ЧАЕС, зокрема при зниженні рівня води в ньому, що може бути важливим для оцінки безпеки подальшої технічної активності, яка планується в зоні відчуження, а також оперативному інформуванню населення щодо рівня радіоактивного забруднення вод Дніпра біля Києва у результаті високих повеней на Прип'яті, можливого руйнування захисних дамб біля ЧАЕС та днопоглиблення в Київському водосховищі.

Голова комісії: Л.Я. Табачний

Члени комісії від ІПММС: Р.В. Беженар

Л.Ф. Удовенко

О.І. Пилипенко

Члени комісії від УкрГМЦ: І.І. Кокот

О.В. Григор'єв

ПОГОДЖЕНО
Директор Інституту
проблем математичних машин
і систем НАН України
академік НАН України,
доктор технічних наук, професор

_____ А.О. Морозов

«___» _____ 2021 р.

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор Українського
гідрометеорологічного центру
кандидат географічних наук

_____ М.І. Кульбіда

«___» _____ 2021 р.

АКТ

«08» грудня 2021 р. м. Київ

про впровадження в Українському гідрометеорологічному центрі ДСНС України (далі – УкрГМЦ) «**Системи оперативного прогнозування затоплень берегової забудови м. Києва при піднятті рівня води в р. Дніпро у результаті високих повеней чи руйнуванні греблі Київської ГЕС**», яка розроблена в результаті науково-дослідної роботи, що виконувалась Інститутом проблем математичних машин і систем НАН України за договором № 28/01/0421 від «28» квітня 2021 р. з Національним фондом у досліджень України (НФДУ) «Прогнозування небезпечних впливів радіоактивно забруднених поверхневих вод і затоплення берегів: розвиток моделей та їх впровадження для зменшення наслідків надзвичайних ситуацій у м. Києві, спричинених водами р. Дніпро». Проєкт НФДУ 2020.01/0421.

Комісія у складі:

голова – Петренко Лідія Василівна, начальник відділу гідрологічних прогнозів УкрГМЦ;

члени комісії від УкрГМЦ:

Корнієнко Вікторія Олександрівна, провідний гідролог відділу;

Мала Людмила Миколаївна, провідний гідролог відділу.

члени комісії від ІПММС:

Беженар Роман Васильович, старший науковий співробітник відділу №210, доктор технічних наук;

Удовенко Людмила Федорівна, заступник завідувача відділом № 205;

Сорокін Максим Вікторович, науковий співробітник відділу № 205;

склала цей акт про те, що за результатами виконання НДР «Прогнозування небезпечних впливів радіоактивно забруднених поверхневих вод і затоплення берегів: розвиток моделей та їх впровадження для зменшення наслідків надзвичайних ситуацій у м. Києві, спричинених водами р. Дніпро» в Українському гідрометеорологічному центрі (УкрГМЦ) була впроваджена з подальшим використанням в оперативній роботі система оперативного

прогнозування затоплень берегової забудови м. Києва при піднятті рівня води р. Дніпро у результаті високих повеней чи руйнуванні греблі Київської ГЕС.

Розроблена програмно-моделююча система затоплень включає:

- модуль розрахунків потоків води та висоти рівня поверхні води з використанням нового алгоритму паралельного розв'язання двовимірних рівнянь «мілкої води», з використанням директив програмного стандарту OpenACC для прискорення в десятки разів розрахунків на графічних платах (GPU), що є важливим для завчасного прогнозування зон затоплення;
- програмні засоби ГІС- технологій для обробки результатів розрахунків та візуалізації картографічної інформації з використанням сучасних цифрових карт прибережної забудови та топографії м. Києва.

Пілотну версію програмно-моделюючої системи затоплень налаштовано для проведення оперативних та дослідних розрахунків у відділі гідрологічних прогнозів УкрГМЦ. З користувачами програмно-моделюючої системи затоплень проведено навчання щодо її використання.

Програмно-моделююча система зручна для роботи, оптимізована для проведення розрахунків в режимі реального часу, забезпечена якісною картографічною інформацією.

Впровадження даної системи сприяє підтримці у прийнятті управлінських рішень щодо вжиття заходів з попередження і ліквідації зон затоплень прибережної забудови м. Києва внаслідок високих повеней або при руйнуванні греблі Київської ГЕС.

Голова комісії: _____ Л.В. Петренко

Члени комісії від УГМЦ: _____ В.О. Корнієнко

_____ Л.М. Мала

Члени комісії від ІПММС: _____ Р.В. Беженар

_____ Л.Ф. Удовенко

_____ М.В. Сорокін