

Національний університет цивільного захисту України
Державної служби України з надзвичайних ситуацій

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Коваленко Світлана Андріївна

УДК 502.51:502.172(043)

ДИСЕРТАЦІЯ

УДОСКОНАЛЕННЯ БАСЕЙНОВОГО ПРИНЦИПУ УПРАВЛІННЯ
ЕКОЛОГІЧНИМ СТАНОМ ПОВЕРХНЕВОГО ВОДНОГО ОБ'ЄКТУ
(НА ПРИКЛАДІ СУББАСЕЙНІВ ДНІПРА)

Спеціальність 183 – Технології захисту навколишнього середовища
Галузь знань – 18 Виробництво та технології

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

_____ С.А. Коваленко

Науковий керівник – Пономаренко Роман Володимирович, доктор технічних
наук, професор

Черкаси – 2025

АНОТАЦІЯ

Коваленко С.А. Удосконалення басейнового принципу управління екологічним станом поверхневого водного об'єкту (на прикладі суббасейнів Дніпра). – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 183 – Технології захисту навколишнього середовища – Національний університет цивільного захисту України, Державна служба України з надзвичайних ситуацій, Черкаси, 2025.

Дисертаційна робота присвячена вирішенню важливого науково-практичного завдання в галузі технологій захисту навколишнього середовища, а саме, підвищення рівня достовірності оцінки екологічного стану поверхневого водного об'єкту шляхом урахування впливу вищерозташованої притоки на розташовану нижче у межах суббасейну на зміну екологічного стану головної водної артерії України.

У **вступі** подано загальну характеристику дисертаційної роботи. Обґрунтовано актуальність теми дисертації, сформульовано мету роботи та основні завдання дослідження, показано зв'язок роботи з науковими програмами. Наведено дані про особистий внесок здобувача, апробацію роботи та публікації.

У **першому розділі** АНАЛІЗ ІСНУЮЧИХ МЕТОДІВ ОЦІНКИ ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ЗМІНУ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ У МЕЖАХ РІЧКОВОГО БАСЕЙНУ надано аналіз управління водними ресурсами в Україні та за кордоном, зокрема наведено дотримання принципів управління водними ресурсами у країнах Європейського Союзу на прикладі річки Рейн. Скринінговий моніторинг забруднюючих речовин в басейні річки Дніпро в Україні вперше було проведено у 2020 році за підтримки європейських партнерів, хоча у країнах Європейського Союзу є досить розповсюдженим. На основі аналізу відібраних проб з постів спостереження на річці Дніпро та його

притоках було виявлено найбільші забруднювачі, а також визначено, що вміст кадмію, міді, нікелю, цинку перевищував гранично допустиму норму. Дослідження якості води поверхневого водного об'єкту у межах однієї області не дає змоги повноцінно визначити його екологічний стан, тому важливо працювати з поверхневими водними об'єктами за басейновим принципом, який визначено на законодавчому рівні. На основі літературного огляду сучасних методик визначення якості води, що придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих вод в Україні та за кордоном, виявлено, що метою їх розробки є спрощення розрахунків, зведення до простого виразу, що призводить до полегшеної інтерпретації даних моніторингу якості води та відповідного прогнозування змін якості води у часі. Наведено переваги та недоліки визначення об'єднаної екологічної оцінки якості поверхневих вод для водного об'єкта, індексу забруднення поверхневих водних об'єктів, ентропійного індексу якості води, комбінаторного індексу забрудненості води, індексу якості води Хортон, індексу якості води, який запропоновано канадською радою міністрів навколишнього середовища, ореганського індексу якості води. Виявлено, що у методиках розрахунків індексів якості води (індекс Немерова, індекс Саїда, індекс забруднення важкими металами тощо) значення отриманої оцінки якості вод відноситься до різних класів, що призводить до того, що одні і ті самі досліджувані водні об'єкти відносяться до різних категорій. Аналіз вітчизняних та закордонних літературних джерел показав, що для визначення та прогнозування екологічного стану водних об'єктів застосовують методи штучного інтелекту, математичні моделі, на основі бази геоданих геоінформаційних технологій та ін. Отримані результати науковців України та світу показали, що поверхневі водні об'єкти України перебувають під постійним техногенним навантаженням, основними забруднювачами є комунальні підприємства. Встановлено, що дослідження впливу приток вищерозташованих за течією на розташовані нижче не проводились. Виявлено, що недостатньо уваги приділено впливу якісного складу приток на зміну екологічного стану головної річки.

У другому розділі ОБ'ЄКТ ТА МЕТОДИ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ наведені об'єкт, предмет та методи дослідження, що використовувались під час проведення дослідження для досягнення мети та вирішення основних завдань дисертаційної роботи. Проаналізовано важливість дослідження поверхневих водних об'єктів у період воєнного стану. Наведено характеристику інтерактивних карт «Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України (Карта «Перевищення ГДК показників якості води на постах спостереження»))» та забрудненості річок України «Чиста вода», виявлено переваги та недоліки, запропоновано шляхи їх покращення для більш точного дослідження екологічного стану поверхневих водних об'єктів. Представлено методи математичної обробки вихідних даних, а також основні прийоми, які використовувались для отримання максимально достовірних результатів, які виконувались за допомогою пакетів програми Microsoft Excel.

У третьому розділі ОЦІНКА ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ЗМІНУ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ представлені результати дослідження у період з 2016 року до 2024 року за показниками: хлориди, сульфати, фосфати, нітрати, нітрити та іони амонію, лівих приток річки Дніпро, а саме Десна (суббасейн річки Десна), Сула, Псел, Ворскла (суббасейн Середнього Дніпра) і Самара (суббасейн Нижнього Дніпра), згідно з даними інтерактивної карти Державного агентства водних ресурсів України. Для розглянутих приток було розраховано індекси забруднення води (I_z), індекси якості води (WQI) та ентропійні індекси якості води (G), які розглянуто у першому розділі. Для річки Десна I_z становить 1,16; для річки Сула I_z становить 1,28; для річки Псел I_z становить 1,03; для річки Ворскла I_z становить 1,10; для річки Самара I_z становить 1,45. Отримані дані показують, що якість води приток відповідає III класу (відповідно, «помірно забруднені»), тобто вони знаходяться під значним техногенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем, а також мають тенденцію до стійкого погіршення екологічного стану поверхневих водних об'єктів. Отримані значення ентропійних індексів якості

води для річок свідчать, що основними забруднювачами є нітрити та іони амонію. Значення ентропійного індексу якості води для річки Десна на постах 1, 3, 4, 6 становить 0,55; на посту 2 – 0,25; на посту 5 – 0,37. У структурі водної системи переважає порядок. Значення ентропійного індексу якості води для річки Сула для поста 1 становить 1,90, для поста 2 – 1,00, для поста 3 – 0,45, для поста 4 – 0,93. Значення ентропійного індексу якості води для річки Псел для поста 1 становить 0,45, для поста 2 – 0,69, для поста 3 – 1,40, для постах 4 та 5 – 1,44, для поста 6 – 1,08. Значення ентропійного індексу якості води річки Ворскла для поста 1 становить 1,45, для поста 2 – 2,00, для поста 3 – 1,91, для поста 4 – 1,34. Значення ентропійного індексу якості води для річки Самара для поста 1 становить 2,00, для поста 2 – 1,33, для поста 3 – 2,32. У структурі водних систем переважає хаос. Результати досліджень показали, що в цілому якість досліджуваних річок, які входять до басейну Дніпра, за показником WQI, низька, що свідчить про те, що воду можна використовувати після первинної обробки з подальшим знезаражуванням. У річці Десна на постах 5 та 6, у річці Сула на посту 4, у річці Ворскла на посту 4 та у річці Самара на посту 3 якість води дуже низька, тобто її можна використовувати після первинної та вторинної обробки. У річках Сула (пости 1, 2), Псел (пости 1, 2) та Ворскла (пост 1) мають добру якість води, тобто її можна використовувати після знезараження. Окремо досліджено вплив лівих приток на екологічний стан Дніпра. Отримані результати показали, що вміст сульфатів та хлоридів, нітратів та іонів амонію у річці Десна, Сула, Псел, Ворскла та Самара впливають на екологічний стан річки Дніпро протягом років. Для Десни лише у 2022 році для сульфатів спостерігається процес розбавлення. Інтенсивне забруднення хлоридами відбувалось у 2016, 2018–2019 та 2024 роках. У річці Сула спостерігається інтенсивне забруднення сульфатами, хлоридами та нітратами. Лише для 2022 року для нітратів спостерігається процес розбавлення. У річці Псел протягом досліджуваних років спостерігається процес розбавлення іонів амонію, а тенденція забруднення хлоридами, сульфатами та нітратами зберігається. У річках Ворскла та Самара спостерігається постійне забруднення сульфатами та хлоридами. У річці Ворскла

з 2018 до 2024 року для іонів амонію та для нітратів спостерігається процес розбавлення. У річці Самара процес розбавлення спостерігається у 2017–2019 році для іонів амонію, та у 2023 році для нітратів. Таким чином, виявлено, що через поверхневий стік відбувається додаткове забруднення хлоридами, сульфатами та нітратами, що призводить до зміни хімічного складу води Дніпра. Тенденція забруднення хлоридами і сульфатами з роками зберігається, проте рівень забруднення може залежати від об'єму скиду підприємствами стічних вод та вмістом забруднюючих речовин у них до поверхневих водних об'єктів. Збільшення забруднення води річки Дніпро хлоридами внаслідок впливу лівої притоки Десна становить 1,9 %, а сульфатами – 4,2 %; внаслідок впливу лівої притоки Сула забруднення хлоридами становить 13,8 %, а сульфатами – 14,8 %; збільшення забруднення основної річки хлоридами внаслідок впливу лівої притоки Псел становить 16,5 %, а сульфатами – 14,8 %; збільшення забруднення річки Дніпро сульфатами внаслідок впливу лівої притоки Ворскла становить 12,4 %, а хлоридами – 13,4 %; збільшення забруднення Дніпра сульфатами внаслідок впливу лівої притоки Самара становить 37,4 %, а хлоридами – 27,4 %. Отримані дані підтверджують важливість дослідження впливу лівих приток на якість води основної річки.

У четвертому розділі ВПЛИВ ЛІВИХ ПРИТОК ДНІПРА НА ЇХ ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН В УМОВАХ БАСЕЙНОВОГО ПРИНЦИПУ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ було побудовано та проаналізовано ізолінії концентрацій хлоридів та сульфатів за допомогою програмного забезпечення для геоінформаційних систем, яке знаходиться у відкритому доступі QGIS (Quantum GIS – <https://www.qgis.org/>), а також проведено пошук кореляційних залежностей між концентраціями речовин лівих приток Дніпра (Десна, Сула, Псел, Ворскла та Самара) у постах спостереження для встановлення скритого градієнту, за допомогою якого виявлено та доведено вплив вищерозташованих приток на розташовані нижче. Встановлено, що точка з максимальною концентрацією хлоридів з роками переміщується, а для сульфатів з 2018 року до 2024 року точка з максимальною концентрацією

знаходиться у м. Кобеляки Полтавської обл. Розраховані значення напрямку та величини градієнта дозволяють стверджувати, що існує вплив не тільки за течією притоки, а і від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої. Побудовані ізолінії показали, що тенденція збільшення концентрації хлоридів у річці Дніпро за течією зберігається з роками. Кореляційні залежності між вмістом хлоридів та сульфатів вищерозташованих приток на притоки, що розташовані нижче за течією основної річки вздовж приток підтверджують існування впливу. Встановлено, що вплив розташованих вище приток на нижчерозташовані за постами спостережень описується експоненціальним законом. Побудована математична модель дозволяє прогнозувати вплив вищерозташованих приток на розташовані нижче. Отримані результати розрахунків критерію Колмогорова-Смірнова, Шермана та Стюдента дозволяють стверджувати, що розроблена модель прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів суббасейнів Дніпра є надійною й ефективною та може бути впроваджена під час розрахунків ризику виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру. Ймовірність того, що процес впливу розташованих вище приток на нижчерозташовані за постами спостережень можна описати експоненціальним законом складає більше 95 %. На основі застосування запропонованої математичної моделі проведено порівняльну оцінку впливу лівих приток на екологічний стан річки Дніпро з урахуванням впливу вищерозташованої притоки та з урахуванням впливу від попередніх постів спостереження. Розроблено рекомендації щодо удосконалення методики оцінки, що базується на запропонованій математичній моделі та алгоритму управлінських дій, що застосовує математичну модель, для забезпечення «доброго» стану поверхневого водного об'єкту (притоки та головна річка) у рамках межуючих суббасейнів.

Наукова новизна отриманих результатів.

– *уперше* доведено необхідність врахування впливу приток за течією основної річки на її екологічний стан шляхом загальної і повної оцінки стану суббасейнів головної водної артерії;

– *уперше* досліджено вплив географічно вищерозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки за допомогою скритого градієнту, який обумовлений різницею концентрацій речовин;

– *уперше* розроблено математичну модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкту у межах суббасейну, яка дозволяє прогнозувати вплив географічно вищерозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки у рамках межуючих суббасейнів;

– *удосконалено* методику прогнозування техногенного впливу на річку Дніпро шляхом виявлення закономірностей впливу приток на зміну екологічного стану головної водної артерії;

– *удосконалено* підхід до аналізу екологічного стану поверхневого водного об'єкту, який на відміну від існуючих враховує вплив вищерозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки у межах суббасейну;

– *набула подальшого розвитку* методика комплексної оцінки екологічного стану поверхневого водного об'єкта, яка дозволяє ранжувати їх за здатністю до переносу забруднюючих речовин в межах суббасейн.

Практичне значення отриманих результатів полягає у розробці методики комплексної порівняльної оцінки якості вод поверхневих водних об'єктів, яка дозволяє ранжувати їх за здатністю до переносу забруднюючих речовин у межах суббасейну та заснована на використанні моделі прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну застосована Головним управлінням з реагування на надзвичайні ситуації ГУ ДСНС України у Запорізькій області для підвищення оперативності реагування на надзвичайні ситуації природного характеру (акт впровадження від 12.06.2024 р.).

Прогнозна модель зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну, що дозволяє враховувати вплив вищерозташованих поверхневих водних об'єктів на розташовані нижче за течією основної водної артерії та на її екологічний стан за обмежений період часу, шляхом ранжування їх за здатністю до переносу забруднюючих речовин була впроваджена під час

розроблення проектної документації в проектному інституті ПрАТ «Сумський промпроект» (акт впровадження від 15.08.2024 р.).

Рекомендації щодо застосування моделі, яка дозволяє прогнозувати зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкту у межах суббасейну шляхом урахування впливу географічно вищерозташованого поверхневого водного об'єкту на розташований нижче за течією основної водної артерії та на її екологічний стан, та є основою розрахунків ризику виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру були впроваджені у навчальний процес кафедри технологій захисту навколишнього середовища навчально-наукового інституту управління та безпеки населення Національного університету цивільного захисту України.

Методичні розробки щодо застосування математичної моделі прогнозування екологічного стану поверхневого водного об'єкту шляхом врахування впливу вищерозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки у межах суббасейну Дніпра з метою реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами, яка дозволяє прогнозувати виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру та їх наслідків були впроваджені у навчальному процесі кафедри цивільної та промислової безпеки імені Героя України Чуба О.С. факультету екологічної безпеки, інженерії та технологій Державного університету «Київський авіаційний інститут».

Розроблено рекомендації щодо удосконалення методики оцінки, що базується на запропонованій математичній моделі та алгоритму управлінських дій, що застосовує математичну модель, щодо забезпечення «доброго» стану поверхневого водного об'єкту (притоки та головна річка) у рамках межуючих суббасейнів.

Ключові слова: поверхневий водний об'єкт, скритий градієнт, ізолінії, екологічний стан, басейновий принцип управління, моніторинг, хлориди, сульфати, вплив приток, прогнозування

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Наукові праці, у яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

Статті у наукових фахових виданнях України, що входять до міжнародних наукометричних баз:

1. Дослідження зміни екологічного стану річки Псел / **С.А. Коваленко** та ін. Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека». Харків, 2021. Вип. 10(2/2021). С. 45–51. doi: 10.52363/2522-1892.2021.2.7 (Включено до міжнародних наукометричних баз Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Псел за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану.

2. Екологічна оцінка найбільшої притоки річки Дніпро в межах України / **С. А. Коваленко** та ін. Український журнал будівництва та архітектури. Дніпро. 2022. № 4 (010). С. 65–75. doi: 10.30838/J.BPSACEA.2312.250822.65.879 (Включено до міжнародних наукометричних: Universal Impact Factor, Open Academic Journal Index, Directory, Indexing of International Research Journals (CiteFactor)).

Здобувачу особисто належить визначення просторово-часових тенденцій зміни розподілу концентрацій основних забруднюючих речовин у поверхневому водному об'єкті, виявлено тенденцію до погіршення екологічного стану.

3. Аналіз відомих методик визначення індексу якості води, що придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів / **С. А. Коваленко** та ін. Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека». Харків, 2023. 13(1/2023). С. 68–74. doi:10.52363/2522-1892.2023.1.9 (Включено

до міжнародних наукометричних баз Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

Здобувачу особисто, на основі літературного огляду, належить визначення переваг та недоліків індексів якості та індексів забруднення води, що застосовуються в Україні на світі та безпосередньо проведення розрахунків індексів для поверхневих водних об'єктів України для визначення категорії якості води та причин забруднення.

4. Коваленко С. А. Вплив обміну ґрунтовими водами між притоками на екологічну якість вод поверхневих водних об'єктів. Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека». Харків, 2023. 14(2/2023). С. 98–103. doi: 10.52363/2522-1892.2023.2.10 (Включено до міжнародних наукометричних баз Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

5. Коваленко С. А. Математична модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів з урахуванням впливу вищерозташованих приток. Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека». Харків, 2024. 16(2/2024). С.46–53. doi: 10.52363/2522-1892.2024.2.7 (Включено до міжнародних наукометричних баз Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

6. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В. Дослідження зміни екологічного стану річки Псел. Актуальні проблеми безпеки на транспорті, в енергетиці, інфраструктурі: матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції, м. Херсон: морський інститут імені контр-адмірала Ф.Ф. Ушакова, 8–11 вересня 2021 р. С. 368–371. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Псел за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану.

7., R. Ponomarenko, O. Tretyakov, Ye. Ivanov. Identification of New Temporal-Spatial and Seasonal Trends in the Ecological Status of Surface Water Bodies / **S. Kovalenko** et al. Modern Scientific Research: Achievements, Innovations and Development Prospects: The 12th International scientific and practical conference, Berlin, Germany, May 22–24, 2022. P. 177–183. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить визначення просторово-часових тенденцій зміни розподілу концентрацій основних забруднюючих речовин у річці Ворскла та виявлення тенденції до погіршення екологічного стану.

8. **Коваленко С.А.**, Пономаренко Р.В., Асоцький В.В. Визначення екологічного стану річки Самара. Надзвичайні ситуації: безпека та захист: матеріали XII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю, м. Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, 27–28 жовтня 2022 р. С. 99–100. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Самара за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану.

9. **Коваленко С.А.**, Пономаренко Р.В., Дармофал Є.А. Екологічний стан басейну річки Сула. «Проблеми пожежної безпеки 2022» («Fire Safety Issues 2022»): матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, м. Харків: НУЦЗ України, 12 жовтня 2022 р. С. 365–367. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Сула за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану.

10. Визначення екологічного стану річки Десна у межах України / **С.А. Коваленко** та ін. Безпека життєдіяльності в ХХІ столітті: тези допов. IX Міжнародної науково-практичної конференції, м. Дніпро: ПДАБА, 17–18 листопада 2022 р. С. 12–13. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Десна за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану.

11. **Коваленко С.А.,** Пономаренко Р.В., Титаренко А.В. Аналіз відомих сучасних математичних моделей, що найбільш придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів України. Безпека людини у сучасних умовах: збірник доповідей XIV Міжнародної науково-методичної конференції та 149 Міжнародної наукової конференції Європейської Асоціації наук з безпеки (EAS), м. Харків: НТУ «ХП», 1–2 грудня 2022 р. С. 175–176. (Форма участі – очна).

Здобувачу особисто належить проведення аналізу літературних джерел щодо сучасних математичних моделей для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів України, встановлення необхідності розробки математичної моделі для прогнозування зміни екологічного стану з урахуванням басейнового принципу управління водними ресурсами.

12. **Коваленко С.А.,** Пономаренко Р.В. Умови та чинники для застосування басейнового принципу управління водними ресурсами. Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту: матеріали міжнародної науково-практичної конференції молодих учених. Харків: НУЦЗ України, 20–21 квітня, 2023 р. С. 411. (Форма участі – очна).

Здобувачу особисто належить проведення аналізу зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів за вмістом основних показників, виявлення причин забруднення та можливість застосування отриманих тенденцій для реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами.

13. **Коваленко С.А.,** Пономаренко Р.В., Дармофал Є.А. Визначення взаємного впливу поверхневих водних об'єктів з урахуванням наявності ґрунтових вод (на прикладі річок Сула та Псел). Екологічно орієнтована вища освіта. Методологія та практика – 2023: збірник матеріалів Всеукраїнської конференції з проблем вищої освіти з міжнародною участю (27 жовтня 2023 р.). Харків. 2023. С. 37 – 39. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить дослідження кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у притоках Сула та Псел, на основі яких виявлено

тенденцію щодо впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану за течією основної річки.

14. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Дармофал Є.А. Дослідження взаємного впливу поверхневих водних об'єктів з урахуванням геологічного впливу (на прикладі річок Десна та Сула). Екологічно сталий розвиток урбосистем: виклики та рішення в контексті євроінтеграції України: матеріали Всеукр. наук.-практ. інтернет-конф.: до дня пам'яті Ф. В. Стольберга. Харків: ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2–3 листопада 2023 р. С. 230–232. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить дослідження кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у притоках Десна та Сула, на основі яких виявлено тенденцію щодо впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану за течією основної річки.

15. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Щербак С.С. Аналіз впливу вод річки Псел на якість води річки Ворскла з урахуванням їх геологічного впливу. Безпека людини у сучасних умовах: збірник доповідей XIV Міжнародної науково-методичної конференції та 149 Міжнародної наукової конференції Європейської Асоціації наук з безпеки (EAS), м. Харків: НТУ «ХПІ», 7–8 грудня 2023 р. С. 171–173. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить дослідження кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у притоках Псел та Ворскла, на основі яких виявлено тенденцію щодо впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану за течією основної річки.

16. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третяков О.В. Вплив якості води лівих приток Дніпра на зміну його екологічного стану. Молоді вчені 2024 – від теорії до практики: XIV Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти і молодих учених. Дніпро: УДУНТ, 21 березня 2024 р. С. 211–214. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить визначення впливу лівих приток Дніпра на зміну його екологічного стану за середньорічними показниками хлоридів,

сульфатів, іонів амонію та нітратів та підтвердження відповідними розрахунками.

17. **Коваленко С.А.,** Пономаренко Р.В. Вплив ґрунтових вод на якість води поверхневих водних об'єктів. Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту: матеріали міжнародної науково-практичної конференції молодих учених. Харків: НУЦЗ України, 25–26 квітня 2024 р. С. 7. (Форма участі – очна).

Здобувачу особисто належить виявлення тенденції впливу розташованих вище приток на нижчерозташовані вздовж течії за допомогою побудованих кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у поверхневих водних об'єктах для лівих приток Дніпра.

18. **Коваленко С.А.,** Пономаренко Р.В., Третьяков О.В. Визначення взаємного впливу лівих приток Дніпра. Надзвичайні ситуації: безпека та захист: матеріали XIV Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю. Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, 24–25 жовтня 2024 р. С. 31–32. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить побудова ізоліній розподілу концентрацій хлоридів та сульфатів у лівих притоках Дніпра у програмному забезпеченні для геоінформаційних систем QGIS (Quantum GIS) для підтвердження щодо існування впливу географічно вищерозташованих приток на розташовані нижче та виявлення необхідності розробки та запровадження математичної моделі, яка дозволить прогнозувати зміни екологічного стану Дніпра з урахуванням взаємного впливу всіх його приток.

19. **Коваленко С.А.,** Пономаренко Р.В., Третьяков О.В. Роль лівих приток Дніпра у реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами. Екологічна безпека в умовах війни: збірник тез доповідей V Міжнародної науково-практичної конференції. Львів: ЛДУБЖД, 21 листопада 2024 р. С. 30–32. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить виявлення функціональної залежності за концентраціями різноманітних домішок та запропоновано математичну

модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну, яка дозволяє прогнозувати вплив вищерозташованих приток на розташовані нижче за течією основної річки у межах суббасейну та результатами критеріальної перевірки підтверджено адекватність моделі, що дозволяє її застосовувати під час оцінки ризиків появи надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру та їх наслідків.

ABSTRACT

Kovalenko S.A. Improvement of the basin-based approach to managing the ecological state of surface water bodies (a case study of the Dnipro sub-basins). – A Qualification Thesis as a Manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in specialty 183 – Environmental Protection Technologies – National University of Civil Protection of Ukraine, State Emergency Service of Ukraine, Cherkasy, 2025.

The dissertation addresses a significant scientific and practical problem in the field of environmental protection technologies: increasing the level of reliability of the assessment of the ecological state of a surface water body by taking into account the impact of an upstream tributary on a downstream tributary within the sub-basin on the change in the ecological state of the main waterway of Ukraine.

In the first chapter, "ANALYSIS OF EXISTING METHODS FOR ASSESSING THE IMPACT OF ANTHROPOGENIC PRESSURE ON THE ECOLOGICAL SAFETY LEVEL OF SURFACE WATER BODIES WITHIN A RIVER BASIN," an analysis of water resource management practices in Ukraine and abroad is presented. Examples include the application of water resource management principles in the European Union, specifically in the Rhine River basin. Screening monitoring of pollutants in the Dnipro River basin in Ukraine was conducted for the first time in 2020, supported by European partners, though this is a common practice in EU countries. Based on water samples collected at monitoring stations along the Dnipro River and its tributaries, the primary pollutants were identified, and it was

found that concentrations of cadmium, copper, nickel, and zinc exceeded permissible limits. The study emphasizes that assessing the water quality of surface water bodies within a single administrative region is insufficient for determining their ecological condition. Therefore, adopting a basin-wide approach, as legislated, is crucial. A review of modern methods for assessing water quality suitable for predicting the ecological condition of surface waters in Ukraine and abroad reveals that these methods aim to simplify calculations and facilitate interpretation of water quality monitoring data and subsequent predictions of water quality changes over time. The chapter discusses the advantages and limitations of various approaches, including composite ecological assessments of surface water quality, pollution indices, entropy water quality indices, combinatorial pollution indices, Horton's Water Quality Index, the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index, and the Oregon Water Quality Index. It is noted that the evaluation results from these indices can assign the same water bodies to different quality classes, complicating assessments. An analysis of domestic and international literature highlights the use of artificial intelligence methods, mathematical models, and geographic information system databases for predicting the ecological condition of water bodies. Research findings from Ukraine and other countries indicate that Ukrainian surface water bodies face continuous anthropogenic pressure, with municipal enterprises being the primary polluters. It was established that the effects of upstream tributaries on downstream ones have not been studied sufficiently, particularly regarding the influence of the chemical composition of tributaries on the ecological state of the main river.

In the second chapter, "OBJECT AND METHODS OF THE DISSERTATION RESEARCH," the object, subject, and methods used in the study to achieve its aims and address the main tasks are outlined. The importance of researching surface water bodies during wartime is analyzed. The chapter provides an overview of interactive maps such as "Monitoring and Environmental Assessment of Ukraine's Water Resources (Map of Exceeding MPC Indicators at Observation Posts)" and "Clean Water" concerning river pollution in Ukraine. Their strengths and weaknesses are identified, and suggestions for improving their accuracy in assessing the ecological

state of surface water bodies are proposed. Additionally, methods for mathematical data processing are presented, with the primary techniques aimed at ensuring maximum reliability of results, using Microsoft Excel software packages.

In the third chapter, "ASSESSMENT OF THE IMPACT OF ANTHROPOGENIC PRESSURE ON THE ECOLOGICAL STATE OF SURFACE WATER BODIES," research findings from 2016 to 2024 are presented. These findings evaluate indicators such as chlorides, sulfates, phosphates, nitrates, nitrites, and ammonium ions in the left tributaries of the Dnipro River: Desna (Desna sub-basin), Sula, Psel, Vorskla (Middle Dnipro sub-basin), and Samara (Lower Dnipro sub-basin), based on data from the interactive map of Ukraine's State Agency for Water Resources. Water Pollution Indices (WPI), Water Quality Indices (WQI), and Entropy Water Quality Indices (EI) were calculated for the tributaries analyzed. For the Desna River, the WQI is 1.16; for the Sula River, the WQI is 1.28; for the Psel River, the WQI is 1.03; for the Vorskla River, the WQI is 1.10; and for the Samara River, the WQI is 1.45. The data obtained show that the water quality of the tributaries corresponds to class III (respectively, “moderately polluted”), i.e. they are under significant anthropogenic impact, the level of which is close to the limit of ecosystem sustainability, and also tend to steadily deteriorate the ecological state of surface water bodies. The obtained values of the entropy indices of water quality for rivers indicate that the main pollutants are nitrites and ammonium ions. The value of the entropy index of water quality for the Desna River at stations 1, 3, 4, 6 is 0.55; at station 2 is 0.25; at station 5 is 0.37. The structure of the water system is dominated by order. The value of the entropy index of water quality for the Sula River for station 1 is 1.90, for station 2 is 1.00, for station 3 is 0.45, for station 4 is 0.93. The value of the entropy index of water quality for the Psel River for station 1 is 0.45, for station 2 is 0.69, for station 3 is 1.40, for stations 4 and 5 is 1.44, for station 6 is 1.08. The value of the entropy index of water quality of the Vorskla River for post 1 is 1.45, for post 2 is 2.00, for post 3 is 1.91, for post 4 is 1.34. The value of the entropy index of water quality for the Samara River for station 1 is 2.00, for station 2 is 1.33, for station 3 is 2.32. Chaos prevails in the structure of water systems. The results of the study showed that, in

general, the quality of the studied rivers in the Dnipro basin is low in terms of WQI, which indicates that the water can be used for drinking only after primary treatment and subsequent disinfection. In the Desna River at stations 5 and 6, the Sula River at station 4, the Vorskla River at station 4, and the Samara River at station 3, the water quality is very low, meaning that it can be used for drinking only after primary and secondary treatment. The Sula (posts 1, 2), Psyol (posts 1, 2), and Vorskla (post 1) rivers have good water quality, i.e., it can be used for drinking only after disinfection. The impact of the left tributaries on the ecological state of the Dnipro was studied separately. The results showed that the content of sulfates and chlorides, nitrates and ammonium ions in the Desna, Sula, Psel, Vorskla and Samara rivers affect the ecological status of the Dnipro River over the years. For the Desna, only in 2022 is a dilution process observed for sulfates. Intense chloride pollution occurred in 2016, 2018-2019, and 2024. The Sula River is heavily polluted with sulfates, chlorides, and nitrates. Only in 2022, a dilution process is observed for nitrates. In the Psel River, the process of dilution of ammonium ions is observed during the studied years, and the trend of pollution with chlorides, sulfates, and nitrates continues. The Vorskla and Samara rivers are constantly polluted with sulfates and chlorides. In the Vorskla River, a dilution process is observed for ammonium ions and nitrates from 2018 to 2024. In the Samara River, the dilution process is observed in 2017–2019 for ammonium ions and in 2023 for nitrates. Thus, it was found that additional pollution with chlorides, sulfates, and nitrates occurs through surface runoff, which leads to changes in the chemical composition of the Dnipro water. The trend of chloride and sulfate pollution has been maintained over the years, but the level of pollution may depend on the volume of wastewater discharged by enterprises and the content of pollutants in it to surface water bodies. The increase in water pollution of the Dnipro River by chlorides due to the influence of the left tributary Desna is 1.9%, and by sulfates is 4.2%; due to the influence of the left tributary Sula, the pollution by chlorides is 13.8%, and by sulfates is 14.8%; the increase in pollution of the main river by chlorides due to the influence of the left tributary Psel is 16.5%, and by sulfates is 14.8%; the increase in pollution of the Dnipro River by sulfates due to the influence of the left tributary

Vorskla is 12.4%, and by chlorides is 13.4%; the increase in pollution of the Dnipro River by sulfates due to the influence of the left tributary Samara is 37.4%, and by chlorides is 27.4%. The findings confirm the importance of studying the impact of left tributaries on the water quality of the main river.

In the fourth chapter, "IMPACT OF THE DNIPRO'S LEFT TRIBUTARIES ON THEIR ECOLOGICAL STATE UNDER THE BASIN MANAGEMENT PRINCIPLE", the existence of internal flows ensuring the influence of upstream tributaries on downstream ones was established by constructing and analyzing isolines of chloride and sulfate concentrations using the open-source GIS software QGIS (Quantum GIS – <https://www.qgis.org/>), Correlation dependencies between the concentrations of substances in the left tributaries of the Dnipro (Desna, Sula, Psel, Vorskla, and Samara) at observation posts were also examined. It was found that the location of the maximum chloride concentration shifts over time, while the maximum sulfate concentration remained consistently in Kobeliaky, Poltava Region, from 2018 to 2024. Calculated gradient directions and magnitudes indicate influence not only along the tributary's flow but also from upstream tributaries to downstream ones. The constructed isolines demonstrated a persistent trend of increasing chloride concentrations in the Dnipro River along its flow. Correlations between the chloride and sulfate contents in upstream tributaries and those located downstream confirm the existence of such influence. It was determined that the influence of upstream tributaries on downstream ones, as observed at monitoring posts, follows an exponential law. A mathematical model was developed to forecast the impact of upstream tributaries on those located downstream. Results of Kolmogorov-Smirnov, Sherman, and Student's statistical tests confirm that the developed model for predicting the ecological state of surface water bodies in the Dnipro sub-basins is reliable and effective. It can be applied to calculate risks associated with natural and anthropogenic emergencies. The probability that the influence of upstream tributaries on downstream ones can be described by an exponential law exceeds 95%. Using the proposed mathematical model, a comparative assessment of the impact of the Dnipro's left tributaries on its ecological state was conducted, considering both the influence of upstream tributaries and the

effects observed at preceding monitoring posts. Recommendations were developed to enhance the ecological safety of the Dnipro River.

Scientific Novelty of the Results.

For the first time, the need to take into account the impact of tributaries downstream of the main river on its ecological state through a general and complete assessment of the state of sub-basins of the main waterway was proved.

For the first time, the influence of a geographically upstream tributary on a downstream tributary of the main river was studied using a hidden gradient caused by the difference in substance concentrations.

For the first time, a mathematical model for predicting changes in the ecological state of a surface water body within a sub-basin was developed, which allows predicting the impact of a geographically upstream tributary on the downstream of the main river within the bordering sub-basins.

The methodology for predicting the anthropogenic impact on the Dnipro River was improved by identifying the patterns of influence of tributaries on changes in the ecological state of the main waterway.

An improved approach to analyzing the ecological status of a surface water body, which, unlike the existing ones, takes into account the impact of an upstream tributary on the downstream main river within a sub-basin.

The methodology for comprehensive assessment of the ecological status of a surface water body was further developed, which allows ranking them by their ability to transfer pollutants within a sub-basin.

Practical Significance of the Results.

The practical significance of the results obtained is the development of a methodology for a comprehensive comparative assessment of water quality of surface water bodies, which allows them to be ranked by their ability to transfer pollutants within the subbasin and is based on the use of a model for predicting changes in the ecological state of surface water bodies within the subbasin, which was applied by the Main Department for Emergency Response of the State Emergency Service of Ukraine in Zaporizhzhia region to improve the efficiency of response to natural emergencies.

A predictive model of changes in the ecological state of surface water bodies within the sub-basin, which allows taking into account the impact of upstream surface water bodies on downstream ones of the main waterway and its ecological state for a limited period of time by ranking them by their ability to transfer pollutants, was implemented during the development of project documentation at the design institute of Sumy Industrial Project.

Recommendations for the application of a model that allows predicting changes in the ecological state of a surface water body within a sub-basin by taking into account the impact of a geographically upstream surface water body on the downstream main waterway and its ecological state, and is the basis for calculating the risk of natural and man-made disasters, were introduced into the educational process of the Department of Environmental Protection Technologies of the Educational and Research Institute of Management and Public Safety of the National University of Civil Protection of Ukraine.

Methodical developments on the application of a mathematical model for predicting the ecological state of a surface water body by taking into account the influence of an upstream tributary on a downstream main river within the Dnipro sub-basin in order to implement the basin principle of water management, which allows predicting the occurrence of natural and man-made emergencies and their consequences, were introduced in the educational process of the Department of Civil and Industrial Safety named after the Hero of Ukraine Chub O.S. of the Faculty of Environmental Safety, Engineering and Technology of the State University “Kyiv Aviation Institute”.

Recommendations were developed to improve the assessment methodology based on the proposed mathematical model and algorithm for managing actions that uses a mathematical model to ensure the “good” condition of a surface water body (tributaries and the main river) within the bordering sub-basins.

Keywords: surface water body, hidden gradient, isolines, ecological condition, basin management principle, monitoring, chlorides, sulfates, tributary impact, forecasting

LIST OF PUBLICATIONS BY THE AUTHOR ON THE TOPIC OF THE DISSERTATION

Scientific works presenting the main scientific results of the dissertation:

Articles in specialized scientific journals in Ukraine indexed in international scientometric databases:

1. Study of changes in the ecological condition of the Psel river / **S. A. Kovalenko** et al. Scientific and technical journal "Technogeno-ecological safety". Kharkiv, 2021. V. 10(1/2021). pp. 45–51. doi: 10.52363/2522-1892.2021.2.7 (Indexed in international scientometric databases: Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

The applicant personally conducted the analysis of changes in water quality in the Psel River based on pollutant concentrations at observation posts and identified trends in the deterioration of its ecological condition.

2. Ecological assessment of the Dnipro river's largest tributary within Ukraine / **S. A. Kovalenko** et al. Ukrainian Journal of Civil Engineering and Architecture. Dnipro, 2022. No 4(010). pp. 65–75. doi: 10.30838/J.BPSACEA.2312.250822.65.879 (Indexed in international scientometric databases: InfoBase Index (IBI Factor = 3,96), Universal Impact Factor, Open Academic Journal Index, Directory, Indexing of International Research Journals (CiteFactor)).

The applicant personally contributed to identifying the spatial and temporal trends in the distribution of concentrations of primary pollutants in the surface water body and revealed a trend toward the deterioration of its ecological state.

3. Analysis of known methods of determining of the water quality index suitable for predicting the environmental state of surface water bodies / **S. A. Kovalenko** et al. Scientific and technical journal "Technogeno-ecological safety". Kharkiv, 2023. V. 13(1/2023). pp. 68–74. doi:10.52363/2522-1892.2023.1.9 (Indexed

in international scientometric databases: Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

The applicant personally contributed, based on a literature review, to identifying the advantages and disadvantages of water quality and pollution indices used in Ukraine and globally. Additionally, the applicant conducted calculations of indices for surface water bodies in Ukraine to determine water quality categories and identify pollution sources.

4. **Kovalenko S. A.** Influence of groundwater exchange between tributaries on the ecological quality of surface water bodies. Scientific and technical journal "Technogeno-ecological safety". Kharkiv, 2023. V. 14(2/2023). pp. 98–103. doi: 10.52363/2522-1892.2023.2.10 (Indexed in international scientometric databases: Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

5. **Kovalenko S. A.** Mathematical model for predicting changes in the ecological state of surface water bodies, taking into account the impact of upstream tributaries. Scientific and technical journal "Technogeno-ecological safety". Kharkiv,, 2024. 16(2/2024). pp. 46–53. doi: 10.52363/2522-1892.2024.2.7 (Indexed in international scientometric databases: Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

Scientific works confirming the approbation of the dissertation materials:

6. **Kovalenko S. A.,** Ponomarenko R. V. Study of changes in the ecological state of the Psel River. Current Issues of Safety in Transport, Energy, and Infrastructure: Proceedings of the I International Scientific and Practical Conference. Kherson: Kherson State Maritime Academy, September 8–11, 2021, pp. 368–371. (The form of participation is by correspondence).

The applicant personally conducted an analysis of changes in the water quality of the Psel River based on the content of pollutants at observation posts and identified a trend toward the deterioration of its ecological state.

7. Identification of New Temporal-Spatial and Seasonal Trends in the Ecological Status of Surface Water Bodies / **S. Kovalenko**. Modern Scientific Research: Achievements, Innovations and Development Prospects: The 12th International scientific and practical conference, Berlin, Germany, May 22–24, 2022. pp. 177–183. (The form of participation is by correspondence).

The applicant personally identified the spatial and temporal trends in the distribution of concentrations of primary pollutants in the Vorskla River and revealed a trend toward the deterioration of its ecological state.

8. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V., Asotskyi V. V. Determination of the Ecological State of the Samara River. Emergencies: Safety and Protection: Proceedings of the XII All-Ukrainian Scientific and Practical Conference with International Participation, Cherkasy: Cherkasy Institute of Fire Safety named after the Heroes of Chernobyl, NUCD of Ukraine, October 27–28, 2022, pp. 99–100. (The form of participation is by correspondence).

The applicant personally conducted an analysis of changes in the water quality of the Samara River based on the content of pollutants at observation posts and identified a trend toward the deterioration of its ecological state.

9. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V., Darmofal E. A. Ecological State of the Sula River Basin. "Fire Safety Issues 2022": Proceedings of the International Scientific and Practical Conference, Kharkiv: NUCD of Ukraine, October 12, 2022. pp. 365–367. (The form of participation is by correspondence).

The applicant personally conducted an analysis of changes in the water quality of the Sula River based on the content of pollutants at observation posts and identified a trend toward the deterioration of its ecological state.

10. Determination of the Ecological State of the Desna River within Ukraine / **S. A. Kovalenko**. Life Safety in the 21st Century: Abstracts of the IX International Scientific and Practical Conference, Dnipro: Prydniprovsk State Academy of Civil Engineering and Architecture, November 17–18, 2022. pp. 12–13. (Participation format – remote).

The applicant personally conducted an analysis of changes in the water quality of the Desna River based on the content of pollutants at observation posts and identified a trend toward the deterioration of its ecological state.

11. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V., Titarenko A. V. Analysis of known modern mathematical models which are most suitable for forecasting the environmental state of surface water bodies of Ukraine. Human safety in modern conditions: collection of reports of the XIV International Scientific and Methodological Conference, 149 International Scientific Conference of the European Association for Security (EAS), Kharkiv: NTU "KhPI", December 1–2, 2022. pp. 175–176. (Participation form – intramural).

The applicant personally analyzed literary sources on contemporary mathematical models for predicting the ecological state of surface water bodies in Ukraine and established the necessity of developing a mathematical model for forecasting ecological state changes, considering the basin management principle for water resources.

12. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V. Conditions and Factors for Applying the Basin Management Principle in Water Resources. Problems and Prospects of Civil Protection: Proceedings of the International Scientific and Practical Conference of Young Scientists. Kharkiv: NUCD of Ukraine, April 20–21, 2023. P. 411. (Participation form – intramural).

The applicant personally conducted an analysis of changes in the ecological state of surface water bodies based on key indicators, identified pollution causes, and assessed the feasibility of applying the observed trends for implementing the basin management principle in water resources management.

13. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V., Darmofal E. A. Determining the Mutual Influence of Surface Water Bodies Considering the Presence of Groundwater (Case Study of the Sula and Psel Rivers). Ecologically Oriented Higher Education: Methodology and Practice – 2023: Proceedings of the All-Ukrainian Conference on Higher Education Issues with International Participation. Kharkiv. October 27, 2023. pp. 37–39. (The form of participation is by correspondence).

The applicant personally conducted a study of correlation dependencies between chloride content in the tributaries of the Sula and Psel rivers, identifying a trend regarding the influence of an upstream tributary on a downstream one along the main river course.

14. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V., Darmofal E. A. Investigating the Mutual Influence of Surface Water Bodies Considering Geological Impact (Case Study of the Desna and Sula Rivers). Ecologically Sustainable Development of Urban Systems: Challenges and Solutions in the Context of Ukraine's European Integration: Proceedings of the All-Ukrainian Scientific and Practical Online Conference in Memory of F. V. Stolberg. Kharkiv: O. M. Beketov National University of Urban Economy in Kharkiv, November 2–3, 2023. pp. 230–232. (The form of participation is by correspondence).

The applicant personally conducted a study of correlation dependencies between chloride content in the tributaries of the Desna and Sula rivers, identifying a trend regarding the influence of an upstream tributary on a downstream one along the main river course.

15. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V., Shcherbak S. S. Analysing the impact of the Psel River waters on the water quality of the Vorskla River, taking into account their geological influence. Human safety in modern conditions: collection of reports of the International Scientific and Methodological Conference, 149 International Scientific Conference of the European Association for Security (EAS), Kharkiv: NTU "KhPI", December 7–8, 2023. pp. 171–173. (The form of participation is by correspondence).

The applicant personally conducted a study of correlation dependencies between chloride content in the tributaries of Psel and Vorskla, identifying a trend regarding the influence of an upstream tributary on a downstream one along the main river course.

16. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V., Tretyakov O. V. Impact of the Water Quality of the Left Bank Tributaries of the Dnieper on the Change in Its Ecological State. Young Scientists 2024 – From Theory to Practice: XIV All-Ukrainian Scientific

and Practical Conference for Higher Education Applicants and Young Scientists. Dnipro: UDNUT, March 23, 2024. pp. 211–214. (Participation format – remote).

The applicant personally determined the impact of the left bank tributaries of the Dnieper on changes in its ecological state based on the annual average indicators of chlorides, sulfates, ammonium ions, and nitrates, and confirmed the findings with the relevant calculations.

17. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V. Impact of Groundwater on the Water Quality of Surface Water Bodies. Problems and Prospects for Civil Protection: Proceedings of the International Scientific and Practical Conference for Young Scientists. Kharkiv: NUCD of Ukraine, April 25–26, 2024. P. 7. (Participation form – intramural).

The applicant personally identified a trend in the impact of upstream tributaries on downstream ones along the river course, using correlation dependencies between chloride content in surface water bodies of the left bank tributaries of the Dnieper.

18. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V., Tretyakov O. V. Determining the Mutual Impact of the Left Bank Tributaries of the Dnieper. Emergency Situations: Safety and Protection: Proceedings of the XIV All-Ukrainian Scientific and Practical Conference with International Participation. Cherkasy: Institute of Fire Safety named after the Heroes of Chernobyl, NUCD of Ukraine, October 24–25, 2024. pp. 31–32. (The form of participation is by correspondence).

The applicant personally constructed isopleth maps of chloride and sulfate concentrations in the left bank tributaries of the Dnieper using Geographic Information System (GIS) software QGIS (Quantum GIS), to confirm the existence of the impact of geographically higher tributaries on those located downstream and identified the necessity to develop and implement a mathematical model to forecast changes in the ecological state of the Dnieper considering the mutual impact of all its tributaries.

19. **Kovalenko S. A.**, Ponomarenko R. V., Tretyakov O. V. The Role of the Left Bank Tributaries of the Dnieper in the Implementation of the Basin Principle of

Water Resources Management. Ecological Safety in Wartime: Proceedings of the V International Scientific and Practical Conference. Lviv: LSUBJD, November 21, 2024. pp. 30–32. (The form of participation is by correspondence).

The applicant personally identified functional dependencies of concentrations of various pollutants and proposed a mathematical model for forecasting changes in the ecological state of surface water bodies within the sub-basin, which allows forecasting the impact of upstream tributaries on downstream ones along the main river course within the sub-basin. The model's adequacy was confirmed through criteria verification, demonstrating its applicability in assessing the risks of emergency situations of both natural and technological origin and their consequences.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	32
РОЗДІЛ 1 АНАЛІЗ ІСНУЮЧИХ МЕТОДІВ ОЦІНКИ ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ЗМІНУ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ’ЄКТІВ У МЕЖАХ РІЧКОВОГО БАСЕЙНУ	42
1.1 Аналіз управління водними ресурсами в Україні та за кордоном.....	42
1.2 Аналіз сучасних методик визначення якості води, що придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих вод в Україні та за кордоном	46
1.3 Аналіз останніх досліджень визначення екологічного стану водних об’єктів України та світу із застосуванням різних методів.....	58
1.4 Аналіз останніх досліджень визначення екологічного стану басейну Дніпра	62
Висновки до розділу 1 та постановка завдання дослідження	64
РОЗДІЛ 2 ОБ’ЄКТ ТА МЕТОДИ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ	66
2.1 Об’єкт і предмет дослідження	66
2.2 Визначення концентрацій забруднюючих речовин за допомогою інтерактивної карти України	68
2.3 Оцінка надійності отриманих результатів.....	69
Висновки до розділу 2	74
РОЗДІЛ 3 ОЦІНКА ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ЗМІНУ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ’ЄКТІВ	75
3.1 Визначення зміни екологічного стану лівих приток Дніпра.....	75
3.2 Дослідження впливу лівих приток Дніпра на його екологічний стан	101
Висновки до розділу 3	108

РОЗДІЛ 4 ВПЛИВ ЛІВИХ ПРИТОК ДНІПРА НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В УМОВАХ БАСЕЙНОВОГО ПРИНЦИПУ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ	111
4.1 Взаємодія поверхневих і підземних вод	111
4.2 Математична модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів з урахуванням впливу вищерозташованих приток	113
4.3 Рекомендації щодо підвищення рівня екологічної безпеки річки Дніпро	142
Висновки до розділу 4	149
ВИСНОВКИ.....	151
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	153
ДОДАТОК А Середньорічний вміст забруднюючих речовин, ммоль/дм ³ на постах спостереження лівих приток Дніпра.....	168
ДОДАТОК Б Карти розподілу концентрації хлоридів та сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2016 – 2022 роки.....	179
ДОДАТОК В Карти розподілу концентрації хлоридів та сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2016 – 2022 роки.....	187
ДОДАТОК Г Список публікацій за темою дисертації	192
ДОДАТОК Д Акти впровадження результатів досліджень.....	200

ВСТУП

Актуальність теми. Однією з найбільш актуальних екологічних проблем сучасності є забруднення поверхневих водних об'єктів внаслідок техногенного навантаження на них. Загальновідомим є той факт, що за результатами здійснення екологічного моніторингу, у тому числі, поверхневих водних об'єктів можна оцінити рівень техногенного впливу внаслідок життєдіяльності людини. Рівень промислового потенціалу безпосередньо пов'язаний з показниками рівня екологічної безпеки складових навколишнього природного середовища.

Моніторинг поверхневих вод за басейновим принципом проводиться в країнах світу, у тому числі і в Україні, з метою контролю за екологічним станом водних ресурсів, охорони навколишнього природного середовища та забезпечення сталого використання водних ресурсів. Здійснення моніторингу за басейновим принципом дозволяє отримати комплексну інформацію та реагувати на проблеми, що виникають на різних річкових системах. В умовах тісного взаємозв'язку окремих компонентів навколишнього природного середовища особливо важливе значення має створення комплексного моніторингу, що охоплює поверхневі та підземні води. Складовою частиною такого моніторингу мають бути природоохоронні заходи в промисловості та сільському господарстві, включно зі стаціонарними спостереженнями на можливих осередках забруднення водних об'єктів.

Україна належить до держав з недостатнім забезпеченням водними ресурсами. Водні природні ресурси України – це, насамперед, місцевий і транзитний стік річок, водні запаси озер, штучних водойм і підземних горизонтів. В Україні майже 80% населення забезпечені питною водою з поверхневих джерел, стан якості яких є не задовільним і характеризується підвищеним вмістом органічних та біогенних речовин. У воді головної водної артерії країни – річці Дніпро екологами було виявлено понад 160 забруднювальних речовин, а саме кислоти, луки, мінеральні солі, нафтопродукти і пестициди та інші. Відомо, що у річці виявлено забруднювачі, до яких системи водоочищення не адаптовані.

Згідно Закону України «Про державні цільові програми» державне управління в галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів має здійснюватися за басейновим принципом на основі державних, цільових, міждержавних та регіональних програм використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів, а також планів управління річковими басейнами. Вагомі наукові результати у сфері підвищення рівня екологічної безпеки водопостачання в умовах басейнового принципу управління водними ресурсами отримані в роботах вітчизняних та закордонних вчених: Романа Пономаренка, Олега Третьякова, Віталія Безсонного, Ольги Рибалової, Миколи Шерстюка, Валентина Хільчевського, Мирослави Забокрицької, Світлани Маджд, Олени Голодовської, Талала Алгабрі, Лішуо Го, Бена У. Нгена, Хавара Наїм та ін.

Аналіз наукових досліджень у цьому напрямі показав, що недостатньо уваги приділяють екологічним дослідженням поверхневих водних об'єктів в умовах басейнового принципу управління водними ресурсами. Таким чином у дисертаційній роботі вирішується актуальне науково-практичне завдання підвищення рівня достовірності оцінки екологічного стану поверхневого водного об'єкту шляхом урахування впливу вищерозташованої притоки на розташовану нижче у межах суббасейну на зміну екологічного стану головної водної артерії України.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційну роботу виконано на кафедрі технологій захисту навколишнього середовища Національного університету цивільного захисту України (м. Черкаси) відповідно до Розпорядження КМУ від 21 квітня 2021 року № 443-р «Про схвалення Національного плану дій з охорони навколишнього природного середовища на період до 2025 року» та Указу Президента України №722/2019 від 30 вересня 2019 року «Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року», у рамках науково-дослідної роботи «Розробка заходів щодо зниження екологічних ризиків поверхневих водних об'єктів в умовах басейнового принципу управління водними ресурсами» (№ ДР 0122U600015), у якій здобувач був відповідальним виконавцем.

Тему дисертаційного дослідження «Зниження екологічних ризиків поверхневих водних об'єктів в умовах басейнового принципу управління водними ресурсами» затверджено вченою радою Національного університету цивільного захисту України (протокол № 2 від 28.10.2021 року). Скоригований варіант теми «Удосконалення басейнового принципу управління екологічним станом поверхневого водного об'єкту (на прикладі суббасейнів Дніпра)» затверджено вченою радою Національного університету цивільного захисту України (протокол № 10 від 27.03.2025 року).

Мета дослідження.

Метою дисертаційної роботи є підвищення рівня достовірності оцінки екологічного стану поверхневого водного об'єкту шляхом урахування впливу вищерозташованої притоки на розташовану нижче у межах суббасейну на зміну екологічного стану головної водної артерії України.

Завдання досліджень. Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі *завдання*:

- проаналізувати наявні джерела та існуючі причини забруднення поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну річки;
- проаналізувати сучасні методичні та методологічні підходи, технічні рішення щодо покращення діяльності басейнових рад у межах суббасейну річки;
- дослідити вплив якості води вищерозташованих лівих приток суббасейнів Дніпра на розташовані нижче та на зміну екологічного стану головної водної артерії;
- розробити математичну модель прогнозування зміни екологічного стану головної водної артерії в межах басейну, з урахуванням взаємного впливу лівих приток суббасейнів Дніпра;
- розробити рекомендації щодо удосконалення методики оцінки екологічного стану та якості води поверхневого водного об'єкту, що базується на алгоритмі управлінських дій, з урахуванням розробленої математичної моделі прогнозування зміни його екологічного стану.

Об’єкт дослідження – процес визначення закономірностей впливу лівих приток суббасейнів Дніпра на зміну екологічного стану головної водної артерії.

Предмет дослідження – ліві притоки суббасейнів Дніпра (річка Десна належить до суббасейну річки Десна; річки Сула, Псел, Ворскла належать до суббасейну Середнього Дніпра; річка Самара належить до суббасейну Нижнього Дніпра) та їх взаємний вплив на зміну екологічного стану головної водної артерії.

Методи дослідження. Теоретичні аспекти дисертаційної роботи ґрунтуються на методах аналізу літературних джерел (застосовано під час аналізу наявних джерел та існуючих причин забруднення поверхневих водних об’єктів у межах суббасейну річки і сучасних методичних та методологічних підходів, технічних рішень щодо покращення діяльності басейнових рад у межах суббасейну річки), аналізу експериментальних даних натурних вимірювань, систематизації та інтерпретації результатів дослідження (застосовано під час дослідження впливу якості води вищерозрашованих лівих приток суббасейнів Дніпра на розташовані нижче та на зміну екологічного стану головної водної артерії); картографічного моделювання – для побудови ізоліній розподілу концентрацій показників для підтвердження існування взаємного впливу приток за допомогою скритого градієнту, який обумовлений різницею концентрацій та математичного моделювання для подальшого прогнозування зміни екологічного стану поверхневого водного об’єкту (застосовано під час розробки математичної моделі прогнозування зміни екологічного стану головної водної артерії в межах басейну, з урахуванням взаємного впливу лівих приток суббасейнів Дніпра). Результати обраховувались методом математичної статистики. Методи синтезу та декомпозиції під час побудови алгоритму управлінських дій, та аналізу даних результатів дослідження при складанні переліку рекомендацій.

Наукова новизна одержаних результатів.

– *уперше* доведено необхідність врахування впливу приток за течією основної річки на її екологічний стан шляхом загальної і повної оцінки екологічного стану суббасейнів головної водної артерії;

– *уперше* досліджено вплив географічно вищерозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки за допомогою скритого градієнту, який обумовлений різницею концентрацій речовин;

– *уперше* розроблено математичну модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкту у межах суббасейну, яка дозволяє прогнозувати вплив географічно вищерозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки у рамках межуючих суббасейнів;

– *удосконалено* методику прогнозування техногенного впливу на річку Дніпро шляхом виявлення закономірностей впливу приток на зміну екологічного стану головної водної артерії;

– *удосконалено* підхід до аналізу екологічного стану поверхневого водного об'єкту, який на відміну від існуючих враховує вплив вищерозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки у межах суббасейну;

– *набула подальшого розвитку* методика комплексної оцінки екологічного стану поверхневого водного об'єкта, яка дозволяє ранжувати їх за здатністю до переносу забруднюючих речовин в межах суббасейну.

Практичне значення одержаних результатів. Методика комплексної порівняльної оцінки якості вод поверхневих водних об'єктів, яка дозволяє ранжувати їх за здатністю до переносу забруднюючих речовин у межах суббасейну та заснована на використанні моделі прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну застосована Головним управлінням з реагування на надзвичайні ситуації ГУ ДСНС України у Запорізькій області для підвищення оперативності реагування на надзвичайні ситуації природного характеру (акт впровадження від 12.06.2024 р.).

Прогнозна модель зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну, що дозволяє враховувати вплив вищерозташованих поверхневих водних об'єктів на розташовані нижче за течією основної водної артерії та на її екологічний стан за обмежений період часу, шляхом ранжування їх за здатністю до переносу забруднюючих речовин була впроваджена під час

розроблення проектної документації в проектному інституті ПрАТ «Сумський промпроект» (акт впровадження від 15.08.2024 р.).

Рекомендації щодо застосування моделі, яка дозволяє прогнозувати зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкту у межах суббасейну шляхом урахування впливу географічно вищерозташованого поверхневого водного об'єкту на розташований нижче за течією основної водної артерії та на її екологічний стан, та є основою розрахунків ризику виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру були впроваджені у навчальний процес кафедри технологій захисту навколишнього середовища навчально-наукового інституту управління та безпеки населення Національного університету цивільного захисту України (акт впровадження від 05.03.2025 р.).

Методичні розробки щодо застосування математичної моделі прогнозування екологічного стану поверхневого водного об'єкту шляхом врахування впливу вищерозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки у межах суббасейну Дніпра з метою реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами, яка дозволяє прогнозувати виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру та їх наслідків були впроваджені у навчальному процесі кафедри цивільної та промислової безпеки імені Героя України Чуба О.С. факультету екологічної безпеки, інженерії та технологій Державного університету «Київський авіаційний інститут» (акт впровадження від 08.04.2025 р.).

Розроблено рекомендації щодо удосконалення методики оцінки, що базується на запропонованій математичній моделі та алгоритму управлінських дій, що застосовує математичну модель щодо забезпечення «доброго» стану поверхневого водного об'єкту (притоки та головна річка) у рамках межуючих суббасейнів.

Особистий внесок здобувача. Основні положення та результати дисертаційного дослідження отримані автором особисто і наведені в роботах [21, 48, 101, 102, 108–114, 118–125].

У наукових роботах, що опубліковані у співавторстві, особисто здобувачу належать: у роботі [21] – літературний огляд, визначення переваг та недоліків індексів якості та індексів забруднення води, що застосовуються в Україні на світі та безпосередньо проведення розрахунків індексів для поверхневих водних об'єктів України для визначення категорії якості води та причин забруднення; у роботі [48] – аналіз літературних джерел щодо сучасних математичних моделей для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів України, встановлення необхідності розробки математичної моделі для прогнозування зміни екологічного стану з урахуванням басейнового принципу управління водними ресурсами; [101] – визначення просторово-часових тенденцій зміни розподілу концентрацій основних забруднюючих речовин у поверхневому водному об'єкті, виявлено тенденцію до погіршення екологічного стану; [102] – аналіз зміни якості води річки Десна за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану; [108] – аналіз зміни якості води річки Сула за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану; [109] – проведення аналізу зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів за вмістом основних показників, виявлення причин забруднення та можливість застосування отриманих тенденцій для реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами; [110] – проведення аналізу зміни якості води річки Псел за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану; [111] – аналіз зміни якості води річки Псел за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану; [112] – аналіз зміни якості води річки Ворскла за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану; [113] – аналіз зміни якості води річки Самара за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану; [114] – визначення впливу лівих приток

Дніпра на зміну його екологічного стану за середньорічними показниками хлоридів, сульфатів, іонів амонію та нітратів і підтвердження відповідними розрахунками; [119] – побудова ізоліній розподілу концентрацій хлоридів та сульфатів у лівих притоках Дніпра у програмному забезпеченні для геоінформаційних систем QGIS (Quantum GIS) для підтвердження щодо існування впливу географічно вищерозташованих приток на розташовані нижче за допомогою скритого градієнту, який обумовлений різницею концентрацій, виявлення необхідності розробки та запровадження математичної моделі, яка дозволить прогнозувати зміни екологічного стану Дніпра з урахуванням взаємного впливу всіх його приток; [120] – дослідження кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у притоках Сула та Псел, на основі яких виявлено тенденцію щодо впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану за течією основної річки; [121] – дослідження кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у притоках Десна та Сула, на основі яких виявлено тенденцію щодо впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану за течією основної річки; [122] – дослідження кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у притоках Псел та Ворскла, на основі яких виявлено тенденцію щодо впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану за течією основної річки; [123] – виявлення тенденції впливу розташованих вище приток на нижчерозташовані вздовж течії основної річки за допомогою побудованих кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у поверхневих водних об'єктах для лівих приток Дніпра; [125] – виявлення функціональної залежності за концентраціями різноманітних домішок та запропоновано математичну модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну, яка дозволяє прогнозувати вплив вищерозташованих приток на розташовані нижче за течією основної річки у межах суббасейну та результатами критеріальної перевірки підтверджено адекватність моделі, що дозволяє її застосовувати під час оцінки ризиків прояву надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру та їх наслідків.

Апробація результатів дисертаційного дослідження. Основні результати дисертаційної роботи доповідалися та обговорювалися на: I Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні проблеми безпеки на транспорті, в енергетиці, інфраструктурі», м. Херсон: 8–11 вересня 2021 р. С. 368–371. (Форма участі – заочна); The 12th International scientific and practical conference «Modern Scientific Research: Achievements, Innovations and Development Prospects», Berlin, Germany, May 22–24, 2022. pp. 177–183. (Форма участі – заочна); XII Всеукраїнській науково-практичній конференції з міжнародною участю «Надзвичайні ситуації: безпека та захист», м. Черкаси, 27–28 жовтня 2022 р. С. 99–100. (Форма участі – заочна); Міжнародній науково-практичній конференції «Проблеми пожежної безпеки 2022» («Fire Safety Issues 2022»), м. Харків, 12 жовтня 2022 р. С. 365–367. (Форма участі – заочна); IX Міжнародній науково-практичній конференції «Безпека життєдіяльності в XXI столітті», м. Дніпро, 17–18 листопада 2022 р. С. 12–13. (Форма участі – заочна); XIV Міжнародній науково-методичній конференції та 149 Міжнародної наукової конференції Європейської Асоціації наук з безпеки (EAS) «Безпека людини у сучасних умовах», м. Харків, 1–2 грудня 2022 р. С. 175–176. (Форма участі – очна); Міжнародній науково-практичній конференції молодих учених «Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту», Харків, 20–21 квітня 2023 р. С. 411. (Форма участі – очна); Всеукраїнській конференції з проблем вищої освіти з міжнародною участю «Екологічно орієнтована вища освіта. Методологія та практика – 2023», Харків, 27 жовтня 2023 р. С. 37 – 39. (Форма участі – заочна); Всеукраїнській науково-практичній Інтернет-конференції: до дня пам'яті Ф. В. Стольберга «Екологічно сталий розвиток урбосистем: виклики та рішення в контексті євроінтеграції України», Харків, 2–3 листопада 2023 р. С. 230–232. (Форма участі – заочна); XIV Міжнародній науково-методичній конференції та 149 Міжнародної наукової конференції Європейської Асоціації наук з безпеки (EAS) «Безпека людини у сучасних умовах», м. Харків, 7–8 грудня 2023 р. С. 171–173. (Форма участі – заочна); XIV Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти і

молодих учених «Молоді вчені 2024 – від теорії до практики», Дніпро, 21 березня 2024 р. С. 211–214. (Форма участі – заочна); Міжнародній науково-практичній конференції молодих учених «Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту», Харків, 25–26 квітня 2024 р. С. 7. (Форма участі – очна); XIV Всеукраїнській науково-практичній конференції з міжнародною участю «Надзвичайні ситуації: безпека та захист», Черкаси, 24–25 жовтня 2024 р. С. 31–32. (Форма участі – заочна); V Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека в умовах війни», Львів, 21 листопада 2024 р. С. 30–32. (Форма участі – заочна).

Публікації. За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 19 наукових праць: 5 статей у наукових фахових виданнях України, що входять до міжнародних наукометричних баз Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib, Ulrich’s Periodicals Directory, Index Copernicus, Directory of Open Access Journals (DOAJ); 14 тез доповідей на конференціях.

Структура й обсяг дисертації. Дисертаційна робота загальним об’ємом 207 сторінок складається із анотації, змісту, вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних джерел із 125 найменувань на 15 сторінках та 5 додатків на 40 сторінках, містить 27 таблиць та 34 рисунки.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ ІСНУЮЧИХ МЕТОДІВ ОЦІНКИ ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ЗМІНУ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ У МЕЖАХ РІЧКОВОГО БАСЕЙНУ

Головними річками України є: Дніпро (загальна довжина 2201 км, у межах України – 981 км; середньорічний стік – 1670 м³/с), Дністер (загальна довжина – 1362 км, в межах України – 705 км; середньорічний стік – 300 м³/с), Сіверський Донець (загальна довжина – 1053 км, в межах України – 672 км; середньорічний стік – 190 м³/с) та Південний Буг (довжина – 806 км; середньорічний стік – 108 м³/с). В Україні виділено 9 районів річкових басейнів: річки Дніпро; річки Дністер; річки Дунай; річки Південний Буг; річки Дон; річки Вісла; річок Криму; річок Причорномор'я; річок Приазов'я.

Річка Дніпро є найбільшою річкою України та однією з найбільших серед річок Європи. Площа басейну річки у межах України складає 291,4 тис. км². Дніпро забезпечує питною водою майже 80% населення України, слугує для водозабезпечення промислових підприємств та зволожує сотні тисяч гектарів посушливих земель. Дніпро є транскордонним водотоком: 57 % басейну річки розташовано на території України. Басейн річки Дніпро поділений на 5 суббасейнів: суббасейн річки Прип'ять, суббасейн Верхнього Дніпра, суббасейн Десни, суббасейн Середнього Дніпра, суббасейн Нижнього Дніпра.

1.1 Аналіз управління водними ресурсами в Україні та за кордоном

Принцип міжнародного управління водними ресурсами транскордонних річкових басейнів полягає у тому, що вирішення проблем, пов'язаних з водними ресурсами стосується цілого басейну як одиниці управління і планування з метою недопущення критичних змін у межах басейну певною країною в односторонньому порядку. До принципів управління водними ресурсами у

країнах Європейського Союзу відносять принцип обережності, високий рівень захисту, превентивні заходи, принцип «той, хто забруднює – має платити», міжнародне співробітництво тощо [1, 2]. Річка Рейн є гарним прикладом дотримання принципів. Вона протікає територією дев'яти країн і має загальну довжину 1320 кілометрів. Для захисту Рейну була створена міжнародна комісія з охорони Рейну (International Commission for the Protection of the Rhine – ICPR). Програма «Рейн-2020» [3] містить такі положення: зменшення збитків на 25% до 2020 року; покращення обізнаності про повені та систем попередження; підтримка та зміцнення дамб (вздовж річки побудовано 27 гідроелектростанцій); складання карт ризиків повеней (для просторових проектувальників). На основі цієї програми у лютому 2020 року було створено «Рейн-2040» [4]. Метою програми є створення та реалізація процесу управління басейном річки Рейн до наслідків від зміни клімату. «Рейн-2040» має забезпечити здатність води до самоочищення, збільшення біорізноманіття, обмін підходами, методами, досвідом, науковими дослідженнями щодо адаптації до змін клімату.

Сьогодні моніторинг поверхневих водних об'єктів у межах річкового басейну є досить поширеним в Україні [5, 6]. У 2018 році Кабінет Міністрів України затвердив «Порядок здійснення державного моніторингу вод», який здійснюється з метою забезпечення збирання, обробки, збереження, узагальнення та аналізу інформації про стан поверхневих водних об'єктів, прогнозування його змін та розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень у галузі використання, охорони вод та відтворення водних ресурсів [7]. Державне агентство водних ресурсів України в тестовому режимі ввело в дію інтерактивну карту забрудненості річок країни на основі даних, які отримано на основі відкритих даних про якість поверхневих вод за сприяння Державного агентства з питань електронного урядування у межах проекту «Прозорість і підзвітність у державному управлінні та послугах»/ТАРАС [8, 9]. Лише 15 країн світу запровадили таку практику для покращення екологічної ситуації. Наразі моніторинг скринінгових вод є досить розповсюдженим у країнах ЄС. У 2020 році в Україні вперше було проведено скринінговий

моніторинг забруднюючих речовин в басейні річки Дніпро. Його здійснено за підтримки європейських партнерів проєкту «Водна ініціатива Європейського Союзу плюс для країн Східного партнерства (European Union Water Initiative Plus for the Eastern Partnership Countries – EUWI+)» та державними органами влади – Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України та Державне агентство водних ресурсів України (далі – ДАВР України). Метою моніторингу було проведення аналізу проб поверхневих водних об'єктів та біоти у басейні річки Дніпро на вміст металів та органічних забруднюючих речовин [10]. Вчені провели дослідження річки Дніпро та її основних приток: Десна, Прип'ять, Ворскла, Тетерів, Рось, Інгулець, Самара. Основними забруднювачами річки та її приток є близько 300 підприємств, які скидають у річку промислові відходи. Результати дослідження показали, що концентрації пестицидів, фармацевтичних препаратів та важких металів перевищують екологічні стандарти якості Європейського Союзу. Для аналізу поверхневих водних об'єктів були відібрані проби з 27 постів. З усіх постів спостереження найбільш забрудненими виявилися: канал нижче Бортницької очисної станції після скиду ПАТ «АК «Київводоканал», річка Рось, нижче м. Біла Церква, скид ТОВ «Білоцерківвода» річка Білоус, м. Корсунь-Шевченківський – річка Рось. Зразки з басейну Дніпра були перевезені до Словаччини і досліджені. Аналіз показав, що вміст кадмію перевищував гранично допустиму норму в 7 точках, нікелю – у 1 точці, міді – у 11 точках і цинку – у 16 точках відбору проб. Вміст свинцю, ртуті, миш'яку та хрому не перевищував граничне значення у жодній точці [10]. Перевищення нормативних значень цих речовин під час потрапляння до організму негативно впливає на здоров'я людини. Кадмій, наприклад, є канцерогенною речовиною, впливає на печінку та нирки. Нікель – алергенна речовина, впливає на нервову систему і знижує імунітет людини. Підвищення вмісту цинку в організмі людини призводить до головного болю, нудоти та слабкості. Для реалізації принципу управління водними ресурсами на рівні водозбірних площ важливим і необхідним кроком є розробка окремого плану управління для кожної водозбірної площі відповідно до статті 13 Водної рамкової директиви ЄС.

Управління водними ресурсами в межах річкового басейну України відбувається відповідно до басейнового принципу управління згідно з Водним Кодексом України (далі – ВКУ). Для забезпечення ефективного управління екологічною безпекою водних ресурсів були створені басейнові ради на основі ст.13³ ВКУ [11].

До основних завдань басейнової ради належать:

- надавати пропозиції та забезпечувати інтереси підприємств, установ та організацій у сфері використання та охорони вод, а також вживати заходи для відновлення водних ресурсів у межах суббасейну;

- сприяння забезпеченню інтегрованого управління водними ресурсами у межах суббасейну;

- сприяти співпраці між центральними та місцевими органами виконавчої влади, органами місцевого самоврядування, підприємствами, установами, організаціями, міжнародними організаціями та експертами (за згодою) для забезпечення «доброго» екологічного та хімічного стану поверхневих водних об'єктів, «доброго» хімічного та кількісного стану підземних вод та «доброго» екологічного потенціалу штучних та істотно змінених поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну [12].

Для реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами важливим і необхідним кроком є розробка плану управління річковими басейнами для кожного річкового басейну окремо згідно зі статтею 13 Водної рамкової директиви Європейського Союзу [13, 14]. У грудні 2023 року було розроблено проект такого плану для річкового басейну Дніпра на 2025 – 2030 роки [15]. Для суббасейнів Дніпра були утворені окремі ради. Наразі функціонують басейнова рада Десни та Верхнього Дніпра, басейнова рада Середнього Дніпра, басейнова рада Нижнього Дніпра та басейнова рада Прип'яті. Положення про басейнові ради затверджується ДАВРом України. ДАВР України спільно із Державною службою геології та надр України, центральними та місцевими органами виконавчої влади, органами місцевого самоврядування відповідно до статті 5 Постанови Кабінету Міністрів України

від 18 травня 2017 р. № 336 «Про затвердження Порядку розроблення плану управління річковим басейном» [16] розробляють план управління річковим басейном. Оновлення документу відбувається не пізніше, ніж за три роки до кінця завершення наявного плану.

1.2 Аналіз сучасних методик визначення якості води, що придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих вод в Україні та за кордоном

Існують три основні групи методів оцінки якості природних вод: метод зіставлення; методи оцінки якості води як середовища існування водних організмів; методи комплексної оцінки якості або забруднення водних об'єктів з використанням інтегральних показників. Метод зіставлення ґрунтується на зіставленні хімічних, фізичних та біологічних показників якості води з відповідними правовими характеристиками. Методи оцінки якості води включають оцінку на основі гідробіологічних спостережень. Найбільш поширеними на практиці є методи комплексної оцінки з використанням інтегральних (комплексних) показників якості [17, 18].

Визначення оцінки якості води містить чотири етапи [19]: 1) етап групування та обробки вихідних даних; 2) етап визначення класів і категорій якості води за окремими показниками; 3) етап узагальнення оцінок якості води за окремими показниками; 4) етап визначення об'єднаної оцінки якості води (з визначенням класу і категорії) для певного водного об'єкту в цілому чи його окремих ділянок за певний період спостережень.

Визначення об'єднаної екологічної оцінки якості поверхневих вод для певного водного об'єкта полягає в обчисленні інтегрального або екологічного індексу (I_e) Значення екологічного індексу якості води визначається за формулою (1.1) [20]:

$$I_e = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3} \quad (1.1)$$

де I_1 – індекс сольового складу; I_2 – трофо-сапробіологічний (еколого-санітарний) індекс; I_3 – індекс специфічних показників токсичної дії.

До переваг даного методу відносять: доцільність використання у випадку, коли зручніше користуватись однозначною оцінкою (для планування водоохоронної діяльності, опрацювання водоохоронних заходів, здійснення екологічного та еколого-економічного районування, екологічного картографування тощо); можливість визначити, наскільки вода відповідає нормам, що дозволяє підтримувати рівновагу в екосистемах та зберігати природні ресурси. До недоліку можна віднести те, що під час розрахунків не враховуються природні чинники, такі як погода, природні катастрофи, які можуть змінювати якість води [21]. За цією методикою працювали Леся Василенко, Олена Жукова для оцінки екологічного стану річки Случ, яка входить до басейну Дніпра [22].

Індекс забруднення поверхневих водних об'єктів (гідрохімічний індекс забруднення води (I_3)) – це показник рівня забруднення, що показує ступінь забруднення води і вказує на наявність у ній різних забруднюючих речовин. Гідрохімічний індекс забруднення води відноситься до числа методик, що часто використовується для оцінки якості водних об'єктів в Україні, а також застосовують у світі [23, 24]. Розрахунок індексу забруднення води здійснюється на підставі гранично допустимих концентрації (далі – ГДК), значення яких залежить від типу водокористування. Сутність методики полягає у розрахунку індексу забруднення вод за гідрохімічними показниками та віднесення її до відповідного класу та категорії якості води за ступенем чистоти (забруднення). Він розраховується за шести-семи показниками, які мають найбільше значення приведених концентрацій, незалежно від того чи підвищують ГДК, чи ні. Для поверхневих вод кількість показників, які беруться для розрахунку I_3 , повинна бути не меншою 5, обов'язково включати розчинений кисень та БСК₅ (біологічне споживання кисню). Індекс забруднення для поверхневих вод обчислюється за формулою (1.2) [25]:

$$I_3 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (1.2)$$

де C_i – фактична концентрація i -го показника; $ГДК_i$ – гранична допустима концентрація i -го хімічного компонента; n – кількість компонентів.

Для методики оцінки якості води за отриманим значення I_3 виділяють такі класи якості води: I – дуже чиста ($I_3 < 0,3$); II – чиста ($0,3 < I_3 < 1$); III – помірно забруднена ($1 < I_3 < 2,5$); IV – забруднена ($2,5 < I_3 < 4$); V – брудна ($4 < I_3 < 6$); VI – дуже брудна ($6 < I_3 < 10$); VII – надзвичайно брудна ($I_3 > 10$).

Головна небезпека полягає у тому, що присутність однієї речовини може посилювати токсичність іншої або коли дві токсичні речовини утворюють сполуку, токсичність якої значно вища, ніж початкових (наприклад, сполуки іонів важких металів і деяких органічних кислот) [21].

Для комплексної оцінки екологічного стану поверхневих вод може застосовуватись ентропійний індекс якості води (G) [26]. Ентропійний індекс якості води є одним з показників, який використовується для визначення екологічної стабільності водної екосистеми. Індекс використовується для оцінки якості води у водоймах, таких як річки, озера, ставки та інші. Застосування даного індексу дає можливість порівнювати різні водойми між собою та оцінити екологічну стабільність водних екосистем. Значення G -функції показує, що саме та в якій мірі переважає у системі. Наприклад, якщо $G < 1$ – в структурі системи переважає порядок, в іншому випадку, коли $G > 1$ – переважає хаос. За умови, що $G = 1$ хаос і порядок урівноважують одне одного та структурна організація системи є рівноважною.

Для виконання розрахунку I (геоекологічної синтропії), H (ентальпії) та G можна скористатися наступним обчислювальним алгоритмом, запропонованим у [27, 28].

1. Визначається число перевищень нормативу i -ї речовини (показника якості води) n .

2. Оцінюється загальна сума перевищень нормативу (N): $N = \sum n$.

3. Обчислюється $\log_2 N$, $n \cdot \log_2 n$, $\sum n \cdot \log_2 n$.

4. Розраховується геоекологічна синтропія I (1.3) та ентальпія H (1.4).

$$I = \frac{\sum n \cdot \log_2 n}{N} \quad (1.3)$$

$$H = \log_2 N - 1 \quad (1.4)$$

5. Визначається ентропійний індекс якості води G (1.5).

$$G = \frac{H}{I} \quad (1.5)$$

До переваг використання ентропійного індексу якості води для комплексної оцінки екологічного стану поверхневих вод можна віднести можливість відслідковувати зміни якості води в часі і визначати тенденції розвитку забруднення джерела води; простоту розрахунку [21].

Комбінаторний індекс забруднення води дозволяє отримати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих інгредієнтів. Розрахунок значення комбінаторного індексу забрудненості та відносна оцінка екологічного стану поверхневих вод у роботі [29] проводилися у два етапи: спочатку за кожною окремою досліджуваною речовиною і показником екологічного стану поверхневих вод, потім розглядався одночасно весь комплекс забруднюючих речовин та виводилася результуюча оцінка. На першому етапі за кожною речовиною було проведено розрахунок повторюваності випадків α_{ij} , тобто частота виявлення концентрацій, що перевищують ГДК за формулою (1.6):

$$\alpha_{ij} = \frac{n'_{ij}}{n_{ij}} \cdot 100\%, \quad (1.6)$$

де n'_{ij} – кількість результатів хімічного аналізу за i -ю речовиною в j -му створі за період часу, що розглядається, в яких їх вміст чи значення перевищують відповідні ГДК; n_{ij} – загальна кількість результатів хімічного аналізу за період часу, що розглядається, за i -ю речовиною в j -му створі.

Далі розраховується середнє значення кратності перевищення ГДК (1.7), розраховується за результатами аналізу проб, де спостерігається перевищення. У разі виявлення під час аналізу проб значення концентрації забруднюючої речовини нижчої за ГДК такі результати не враховуються під час розрахунків.

$$\overline{\beta'_{ij}} = \frac{\sum_{f=1}^{n'_{ij}} \beta_{ifj}}{n'_{ij}}, \quad (1.7)$$

де $\beta_{ifj} = C_{ifj} / \text{ГДК}_i$ – кратність перевищення ГДК за i -ю речовиною в f -му результаті хімічного аналізу для j -го створу; C_{ifj} – концентрація i -ї речовини в f -му результаті хімічного аналізу для j -го створу, мг/дм³.

Для визначення кратності порушення нормативу розчиненого у воді кисню використовують формулу (1.8)

$$\beta_{\text{O}_{2fi}} = \frac{\text{ГДК}_{\text{O}_2}}{C_{\text{O}_{2fi}}}. \quad (1.8)$$

Узагальнений оціночний бал S за кожною речовиною розраховується за формулою (1.9)

$$S_{ij} = S_{\alpha ij} \cdot S_{\beta ij}, \quad (1.9)$$

де $S_{\alpha ij}$ – частинний оціночний бал за повторюваністю випадків забруднення i -ї речовиною в j -му створі за період часу, що розглядається; $S_{\beta ij}$ – частинний оціночний бал за кратністю перевищення ГДК i -ю речовиною в j -му створі за період часу, що розглядається.

Віталієм Безсонним, Романом Пономаренком, Олегом Третьяковим та ін. було використано комбінаторний індекс забрудненості води (S_j) для дослідження якості води Дніпровського водосховища, який розраховувався згідно з формулою (1.10) [30]

$$S_j = \sum_{i=1}^{N_j} S_{ij} \cdot w_i, \quad (1.10)$$

де S_{ij} – узагальнений оціночний бал за кожною речовиною; N_j – кількість речовин, що враховуються в оцінці; w_i – вагові коефіцієнти, що враховують значимість i -тої речовини.

Перевагами використання цього підходу є можливість використовувати модель для оцінки якості води у будь-яких умовах, включаючи природні водойми, міські водопроводи, промислові стоки тощо; враховувати всі забруднюючі речовини, які містяться в воді, і не залежить від відповідності певного забруднювача стандартам. До недоліків можна віднести відсутність єдиного стандарту для визначення комбінаторного індексу забруднення води, що може призвести до різних результатів, отриманих різними методами; під час розрахунків використовуються лише концентрації речовин, але не враховується токсичність окремих речовин або їх комбінації [21].

У світі досить розповсюдженими у використанні є модифіковані моделі індексу якості води Хортон (WQI), яка була розроблена у 1960-х роках і розраховує десять параметрів, які вважаються важливими для більшості водних об'єктів (розчинений кисень, рН, електропровідність, лужність, хлорид, тощо). Індекс якості води Хортон є методом оцінки якості води в річках, озерах та

інших водних екосистемах. Цей індекс базується на ряді параметрів води, таких як розчинений кисень, рН, температура та рівень забруднення, і визначається за формулою, що включає ці параметри. Національним фондом санітарії було удосконалено індекс якості води Хортон (NSF-WQI), який широко використовується для розрахунку оцінки якості води річок, водосховищ, підземних вод, озер [31–34]. Даний індекс якості води дає можливість узагальнити значення параметрів в один, а також оцінити зміни, які відбулись із якістю води на різній території та розраховується за формулою (1.11)

$$WQI = \sum_{i=1}^n Q_i W_i, \quad (1.11)$$

де Q_i – значення для i -го параметра якості води; W_i – вагова оцінка параметру; n – кількість параметрів якості води.

$$Q_i = \left(\frac{V_i}{S_i} \right) \cdot 100, \quad (1.12)$$

де V_i – фактична концентрація i -го показника; S_i – ГДК i -го показника.

$$W_i = \frac{\omega_i}{\sum_{i=1}^n \omega_i}, \quad (1.13)$$

де ω_i – вага параметра обернено пропорційна рекомендованому ГДК.

Для NSF-WQI значення оцінки якості води були визначені такі діапазони: якість води відмінна (NSF-WQI = 91 – 100); якість води хороша (NSF-WQI = 71 – 90); вода середньої якості (NSF-WQI = 51 – 70); вода поганої якості (NSF-WQI = 26 – 50); якість води дуже погана (NSF-WQI = 0 – 25).

За допомогою удосконаленого індексу забруднення води (IWPI) авторами було визначено просторово-часову динаміку якості води басейну річки Сонхуа, що протікає територією Китаю [35]. Індекс забруднення води (WPI) та удосконалений індекс забруднення води (IWPI) можна розрахувати за формулами (1.14) та (1.15) відповідно

$$WPI(i) = WPI_{\Pi}(i) + \frac{C(i) - Cl(i)}{Ch(i) - Cl(i)} \cdot 20 \quad (1.14)$$

$$IWPI = \sum_{i=1}^n w_i \cdot WPI(i), \quad (1.15)$$

де $C(i)$ – фактична концентрація i -го показника; $Cl(i)$ та $Ch(i)$ – нижнє та верхнє граничні значення i -го показника відповідно; $WPI_{\Pi}(i)$ – нижнє граничне значення WPI i -го показника, $i = 1, \dots, n$; w_i – вага i -го показника.

До переваг методу можна віднести, те що дана методика може бути застосована для різних водойм; широке застосування у світі дає можливість порівнювати отримані результати з результатами інших досліджень; дає можливість під час розрахунків використовувати відносно прості параметри (розчинений кисень, рН, електропровідність, лужність, хлорид тощо). Недоліки – під час розрахунку індексу Хортонна можливо використати лише 10 параметрів, що обмежують здатність оцінити всі можливі аспекти якості води, такі як наявність різних забруднюючих речовин і бактерій, різноманітність водних екосистем; під час розрахунку не враховуються місцеві умови, такі як географічне положення, клімат, ландшафт, та інші фактори, що можуть вплинути на якість води; дає загальну оцінку якості води, але не надає повної інформації про окремі забруднюючі речовини або джерела забруднення води [21].

Індекс якості води Саїда (WQI) був застосований для оцінки якості води річки Біг-Лост-Ривер в штаті Айдахо, США [31, 36]. Його можна застосовувати для оцінки якості води загального використання, проте значення індексу не

вказує на забруднення мікроелементами металів, органічними забрудненнями та токсичними речовинами.

$$WQI = \log \left[\frac{(DO)^2}{(3,8)^{TP} \cdot (Turbi)^{0,15} \cdot (15)^{\frac{fecal}{10000}} + 0,14(SC)^{0,5}} \right] \quad (1.16)$$

де DO, Turbi, TP, fecal, SC – значення розчиненого кисню, каламутності, загального вмісту фосфатів, кишкових паличок і електропровідності відповідно.

До переваг використання індексу якості води Саїда можна віднести те, що отримане значення дозволяє визначити тенденції в зміні якості води з часом; може бути використаний для оцінки якості водних екосистем будь-якого масштабу (від малих ставків до великих річок та озер). Недоліками використання даного індексу є те, що оцінюється якість води всього за п'ятьма основними показниками: значення розчиненого кисню, каламутності, загального вмісту фосфатів, кишкових паличок і електропровідності, які не враховують інші можливі загрози для здоров'я та безпеки води, такі як наявність хімічних забруднювачів; не враховується сезонна динаміка якості води [21].

Індекс якості води запропонований канадською радою міністрів навколишнього середовища (CCME) можна застосувати водними агентствами країн з певними модифікаціями [33, 37]. Цей метод був розроблений для оцінки поверхневих вод для захисту водних організмів.

$$CCMRE - WQI = 100 - \sqrt{\frac{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}{1,732}} \quad (1.17)$$

де F_1 – кількість змінних, цілі яких не досягнуті; F_2 – кількість разів, коли цілі не досягаються; F_3 – величина, на яку цілі не досягаються, 1,732 – коефіцієнт масштабування.

Для CCME-WQI значення оцінки якості води були визначені такі діапазони: якість води відмінна (CCME-WQI = 95 – 100); якість води хороша (CCME-WQI = 80 – 94); вода відповідної якості (CCME-WQI = 60 – 79); вода граничної якості (CCME-WQI I = 45 – 59); вода поганої якості (CCME-WQI = 0 – 44).

До переваг методу можна віднести, те що для розрахунку даного індексу можна використовувати різні параметри з різними одиницями вимірювання; можливе представлення різноманітних змінних в одне значення, гнучкість у виборі вихідних даних та цілей. Недоліком використання даного індексу є те, що F_1 не буде розраховано належним чином, якщо використано занадто мало даних для розрахунку, чутливість результатів F_1 , F_2 , F_3 [21].

Для аналізу та ідентифікації джерел забруднення якості річкової води в суббасейнах Китаю розроблено індекс якості води в суббасейні в певному році (WQI_{it}) (1.18) та застосовано комплексний індекс оцінки якості води (WQI) [37]:

$$WQI_{it} = \beta_0 + \beta_{1cultivation_{it}} + \beta_{2livestock_{it}} + \beta_{3aquaculture_{it}} + \beta_{4industrial_{it}} + \beta_{5domestic_{it}} + \beta_n x'_{it} + \mu_i + \delta_t + \varepsilon_{it} \quad (1.18)$$

де $\beta_{1cultivation_{it}}$ – забруднення від культивації в суббасейні у році t ; $\beta_{2livestock_{it}}$ – забруднення від тваринництва в суббасейні у році t ; $\beta_{3aquaculture_{it}}$ – забруднення від аквакультури в суббасейні у році t ; $\beta_{4industrial_{it}}$ – забруднення від промислових підприємств в суббасейні у році t ; $\beta_{5domestic_{it}}$ – побутове забруднення в суббасейні у році t ; $\beta_n x'_{it}$ – змінна, що включає в себе температуру та опади, якість води у суббасейні вище за течією; μ_i – регіональний фіксований ефект, який контролює регіональні характеристики, на які впливають топографія та географія, нахил головного русла та ухил суші; δ_t – ефект, який контролює характеристики, які змінюються з часом; ε_{it} – похибка, яка визначає якість води.

Переваги: дає змогу оцінити загальний стан водного середовища в певному суббасейні за конкретний період часу; можна визначити найбільш проблемні ділянки та розробити ефективні заходи для покращення якості води. Недоліки: немає загальної системи стандартів для оцінки якості води, тому індекс якості води може використовуватися по-різному в різних країнах та регіонах; може бути недостатньо точним для визначення рівня забруднення води, особливо якщо існують складні хімічні та біологічні процеси, які впливають на якість води [21].

Комплексний індекс оцінки якості води (WQI) (1.19) для вимірювання якості води басейну [38]:

$$WQI = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i P_i)}{\sum_{i=1}^n P_i} \quad (1.19)$$

де C_i – концентрація параметру; P_i – вага i -го параметру.

Індекс забруднення Немерова (NPI) було застосовано для визначення якості поверхневих вод приток, що протікають у місті Хошимін у В'єтнамі [39]

$$NPI - WQI = \frac{C_i}{L_i} \quad (1.20)$$

де C_i – концентрація i -го параметру; L_i – ГДК i -го параметру.

Для визначення якості води поверхневих водних об'єктів, які розташовані на північному заході Китаю було удосконалено індекс Немерова таким чином, що він враховує максимальні та середні значення окремого фактора та отримано формулу (1.21) [40]:

$$NPI - WQI = \sqrt{\frac{\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\text{mean}}^2 + \left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\text{max}}^2}{2}} \quad (1.21)$$

де C_i – концентрація мікроелемента у зразку води; S_i – табличне значення показника якості води.

Переваги – досить простий у використанні та не потребує складних обчислень, що дозволяє з легкістю визначати рівень забруднення води; застосовується для оцінки якості води різних типів водних об'єктів та може бути застосований у різних країнах. Недоліки: не враховує місцеві умови, такі як клімат, географічне положення; індекс забруднення води дає загальну оцінку якості води і не вказує на джерела забруднення або на конкретні хімічні сполуки, які можуть бути присутні у воді [21].

Орегонський індекс якості води (OWQI) (1.22) об'єднує вісім параметрів якості води (температура, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню, рН, аміачний і нітратний азот, загальний фосфор, загальна кількість твердих речовин [41].

$$OWQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}} \quad (1.22)$$

де n – кількість параметрів; SI_i – значення i -го параметра.

Для OWQI значення оцінки якості води були визначені такі діапазони: якість води відмінна ($OWQI = 90 - 100$); якість води хороша ($OWQI = 85 - 89$); вода відповідної якості ($OWQI = 80 - 84$); погана якість води ($OWQI = 60 - 79$); дуже погана якість води ($OWQI = 0 - 59$).

Дана методика не дає можливості врахувати значення токсичних речовин, металів тощо, які є небезпечними для здоров'я людини, а також неможливо зробити остаточний висновок про стан якості води без урахування всіх фізичних, хімічних та біологічних параметрів [21].

1.3 Аналіз останніх досліджень визначення екологічного стану водних об'єктів України та світу із застосуванням різних методів

Нині для вирішення проблем, пов'язаних з управлінням водними ресурсами, необхідне комплексне описання гідрохімічних, гідродинамічних та гідробіологічних процесів у водоймах. Для прогнозування екологічного стану водних об'єктів застосовують методи штучного інтелекту [42, 43], математичні моделі [44–48] та ін.

На сьогодні існує велика кількість різних моделей якості поверхневих вод, серед яких досить відомими є: модель для стохастичних навантажень консервативних забруднювачів; модель Стрітер-Фелпса для потоку біохімічної потреби кисню і розчиненого кисню; спрощені моделі зважених речовин; метод Хольта-Вінтерса. Модель Стрітера-Фелпса слугує для прогнозування величини БСК і вмісту розчиненого кисню в поверхневих водних об'єктах, коли витрати і гідравлічні характеристики потоку постійні та у водоймищі присутнє повне переміщення.

Роман Пономаренко, Леонід Пляцук, Олег Третьяков та ін. у своєму дослідженні удосконалили математичну модель динаміки інтегральних показників екологічного стану водойми (модель Стрітера-Фелпса) шляхом доповнення коригуючими коефіцієнтами, що дозволяє прогнозувати зміну екологічного стану поверхневого джерела [48–50]. Модифіковану модель було застосовано для дослідження басейну Дніпра та Оскільського водосховища.

Метод Хольта-Вінтерса є розширеною версією методу Хольта. Даний метод використовується для отримання прогнозу. Для цього необхідно обрати три параметра, вибір яких здійснюється шляхом перебору, а далі обираються саме ті параметри, які найточніше повторюють реальність та можуть зробити прогноз на майбутнє. У наукових роботах Ольги Рибалової та ін. було використано модель Хольта-Вінтерса з метою побудови прогнозних моделей екологічного стану басейну річки Уди та для річки Оскол у межах Харківської

області [48, 51, 52]. Дослідження екологічного стану поверхневих водних об'єктів показали погіршення якісного стану на майбутнє.

Павлом Ковальчуком та Андрієм Герусом запропоновано математичну модель для оперативного прогнозування якості води в районах водозаборів під час скидів забруднюючих речовин у випадку виникнення аварійних ситуацій, яка базується на системі диференціальних рівнянь взаємодії водотоку з донними відкладами [48, 53]. Дану модель було застосовано на прикладі річки Дністер для прогнозування поширення забруднення від залпового скиду протягом однієї та двох годин.

Досить розповсюдженим в Україні та світі є метод моніторингу якості поверхневих вод на основі бази геоданих геоінформаційних технологій. Олександр Васенко, Володимир Брук, Аліна Карлюк та Юрій Свиридов працювали над створенням геоінформаційної системи екологічного моніторингу для прогнозування зміни якості води у водних об'єктах і яка містить додаткові функції аналізу часових рядів результатів спостережень. Отриману систему було застосовано для визначення тенденцій зміни показників якості води на прикладі річки Дунай та Сіверський Донець та виконано прогноз на майбутні роки [54]. Віталій Зацерковний у своєму дослідженні запропонував впровадження у технології геоінформаційних систем та дистанційного зондування Землі (ГІС та ДЗЗ) базу даних, яка являє собою програмний комплекс орієнтований на виконання запитів користувача щодо пошуку інформації в базі даних і наступне опрацювання відібраної інформації [55]. Вона дозволяє встановити необхідні дані щодо водного об'єкту та його просторове розташування. У науковій роботі [56] авторами на основі технологій ГІС та індексу якості води визначено якість води у річці Карамана, яка протікає територію Індії і використовується місцевими мешканцями для питного водоспоживання. Карту ймовірного антропогенного впливу на екологічний стан річок Європи на основі методу логістичної регресії для моделювання стану річок було створено у [57]. Дані карти дозволяють визначити оцінку впливу від певного фактору, наприклад визначити вплив урбанізації на екологічний стан поверхневих водних об'єктів.

У науковому дослідженні [58] автори використали ГІС технології для оцінки якості води у річці Ганга, яка розташована у Індії і можливість її використання у якості питної води. Отримані результати показали, що якість води не відповідає санітарно-гігієнічним нормам та непридатна для питного водопостачання населенню.

Іриною Шахман, Наталією Магась та ін. розраховано індекс забруднення води, модифікований індекс забруднення та комбінаторний індекс забруднення середньої течії річки Південний Буг. Отримані результати свідчать, що якість води річки не відповідає нормам, які б дозволяли віднести водний об'єкт до рибогосподарського, питного та культурно-побутового призначення [59, 60]. Дослідження річки Соб (найбільша лівобережна притока Південного Бугу) Миколою Первачуком та Валерією Рибонькою на основі відібраних проб показали, що притока перебуває під постійним техногенним впливом, тому спостерігається суттєве погіршення якості води [61]. Наталія Лобода, Ярослав Яров та ін. дослідили якість води річки Грузька та Чорний Ташлик на території Кіровоградської області на основі даних відібраних проб та їх порівняння зі значеннями ГДК. Отримані результати показали, що зміна екологічного стану водного об'єкту відбувається внаслідок суттєвого техногенного навантаження, а основним забруднювачем є господарсько-побутові стічні води [62, 63].

Науковцями на основі методики розрахунку індексу якості води (WQI) отримано результати впливу сміттєзвалищ на якість підземних вод, визначено їх екологічний стан та потенційну загрозу для здоров'я людини, оскільки місця відбору проб, які проаналізовано у роботі, використовуються як джерело побутового водопостачання, у тому числі питної води [64]. Вплив сільського господарства на якість води поверхневих водних об'єктів у Англії досліджено у [65] на основі статистичних регресійних моделей, а у країнах Європи дослідження проведено на основі методики розрахунку індексу якості води (WQI) [66, 67] та інтегрованої гідроекономічної моделі [68]. Якість питної води, що постачається з поверхневих вод в Італії завдяки моніторинговим дослідженням визначена як неприродна до споживання, відзначена необхідність

удосконалення методів очистки для покращення їх якості з урахуванням факторів і місць її забруднення [69].

Талалом Алгарбі на основі методики розрахунку індексів якості води проведено дослідження стосовно якості підземних вод Саудівської Аравії для визначення можливості їх застосування у сільському господарстві, промисловості та для питного водоспоживання [70]. Стосовно методичного забезпечення дослідних робіт з оцінки якості підземних вод практичного значення набула інноваційна методика для визначення оцінки якості підземних вод у Південній Кореї [71]. На основі методики розрахунку комплексного індексу якості підземних вод (GQI). Отримані результати свідчать, що більшість досліджуваних свердловин є непридатними для питного водопостачання.

У публікації Япінга Янга, Сіджі Танга, Даві Гана та ін. відзначені переваги та недоліки методів моніторингу вод, які застосовують у світі, а також надано рекомендації щодо їх удосконалення [72].

Дослідженням впливу стічних вод на екологічний стан річки Сіверський Донець у межах Ізюмського району Харківської області займались Олег Третьяков та Віталій Безсонний. [72]. Отримані результати показали, що спостерігається підвищений рівень фосфатів та нітратів внаслідок скиду недоочищених стічних вод комунального підприємства. У науковому дослідженні Віталій Жук та Ганна Коробкова здійснили інтегральну оцінку зміни якості води річки Сіверський Донець. Результати розрахунку індексу забруднення води та індексу загальної екологічної оцінки свідчать про погіршення якості води за течією [75, 75]. Олексієм Крайнюком у дослідженні було проведено комплексну оцінку екологічного стану водних об'єктів басейну річки Сіверський Донець на основі методики біотестування [76]. Отримані результати показали, що якість води не відповідала рибогосподарським нормативам ГДК. Визначення впливу біогенного забруднення стічними водами м. Харків на якість води р. Лопань здійснено Наталією Лободою [77]. Визначено, що основними чинниками забруднення вод є промислові та комунальні підприємства.

Ангеліною Чугай, Оленою Мітрясовою та ін. було проведено оцінку екологічного стану поверхневих водних об'єктів Одеської області [78] та Чернігівської області [79] на основі розрахунку модуля техногенного навантаження, Миколаївської області [80] на основі методики розрахунку загальної екологічної оцінки. Отримані результати показали, що поверхневі водні об'єкти України перебувають під постійним техногенним навантаженням, основними забруднювачами є комунальні підприємства.

1.4 Аналіз останніх досліджень визначення екологічного стану басейну Дніпра

Неодноразово проводились дослідження екологічного стану поверхневих водних об'єктів басейну Дніпра [81–84]. Під час досліджень вченими Романом Пономаренком, Олегом Третьяковим, Віталієм Безсонним було виявлено тенденцію до погіршення екологічного стану річки Дніпро [85]. Отримані результати дозволяють авторам стверджувати про суттєве погіршення якості води Дніпра внаслідок техногенного навантаження. Віталій Безсонний, Алла Некос дослідили комплексну оцінку якості води Канівського водосховища на основі методики розрахунку індексу якості води (WQI), яка є досить розповсюдженою у застосуванні у світі. Було визначено, що якість води коливається від низької до найгіршої, і що вода може бути використана для питного водопостачання після відповідного очищення [25]. Дослідженням якості води Дніпровського водосховища на основі ентропійного підходу займались Віталій Безсонний, Олег Третьяков, Леонід Пляцук та Алла Некос [26]. Згідно з отриманими результатами ентропійного індексу якості води встановлено, що основними забруднювачами є нітрити, нітрати та фосфати, завислі речовини, що у свою чергу призводить до процесу евтрофікації водного об'єкту.

Дар'я Кулікова, Олег Христов та ін. у своїх дослідженнях приділили увагу впливу скиду шахтних вод підприємств у річку Самара, яка є лівою притокою Дніпра та належить до суббасейну Нижнього Дніпра [86, 87]. Отримані

результати показали, що якість води поверхневого водного об'єкту не відповідає нормативам екологічної безпеки, які розробляються і затверджуються відповідно до ВКУ [11]. Оленою Данильченко було здійснено оцінку якості води річок Сумської області (р. Бобрик, р. Сейм, р. Знобівка, р. Сумка, р. Охтирка та ін.) та визначено, що згідно з результатами розрахунку індексу забруднення води (I_3) вода характеризується як «чиста», «помірно забруднена» та «забруднена». До IV класу якості належать поверхневі водні об'єкти, які знаходяться під постійним техногенним навантаженням [88]. Валентин Хільчевський, Ірина Нетробчук, Наталія Шерстюк та Мирослава Забокрицька використали «Методику екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними критеріями» [20] та методику «Екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [89] для визначення якості води басейну Прип'яті [90]. Отримані результати показали, що головними чинниками, які впливають на якість води поверхневих водних об'єктів є: сільськогосподарські населені пункти, у яких відсутнє централізоване водовідведення; вплив притоки Турія, яка забруднюється господарсько-побутовими стічними водами. Людмилою Прохоровою, Олександром Непшою та Тетяною Зав'яловою проведено дослідження якості поверхневих та підземних вод Запорізької області, а саме річки Дніпро, та вплив на здоров'я населення [91, 92]. Встановлено, що показники за вмістом заліза, марганцю, загальної мінералізації та жорсткості не відповідають вимогам Державним санітарним нормам та правилам «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10) [93]. Науковці Григорій Франчук, Світлана Маджд та Анастасія Бондар дослідили вміст важких металів у річці Нивка, яка перебуває під постійним техногенним навантаженням [94]. За результатами розрахунку індексу забруднення води водний об'єкт належить до VII класу якості, тобто надзвичайно брудна, і не відповідає нормам господарсько-побутового чи рибогосподарського призначення.

У наукових роботах [95–97] досліджено екологічний стан поверхневих і підземних вод Полтавщини. У поверхневих та підземних водах спостерігається

перевищення вмісту фосфатів та нітратів, що слугує причиною евтрофікації поверхневих водойм, також виявлено тенденцію збільшення рівня забруднення хлоридами. Екологічний стан річок Псел і Ворскла у транскордонній зоні вивчали Наталія Лобода та Віктор Пилип'юк [98]. Дослідження показало, що якість води у р. Ворскла значно гірша, ніж у р. Псел. Екологічний стан р. Псел за довжиною річки практично не змінюється, залишаючись «добрим», на кордоні екологічний стан річки Ворскла оцінюється як «дуже незадовільний», проте за течією за рахунок збільшення водності він поліпшується.

Висновки до розділу 1 та постановка завдання дослідження

1. Аналіз управління водними ресурсами в Україні та за кордоном підтверджує, що дослідження якості води поверхневих водних об'єктів у межах області не дає змоги визначити їх цілісний екологічний стан, тому важливо працювати з поверхневими водними об'єктами у межах річкового басейну згідно з басейновим принципом, який визначено на законодавчому рівні.

2. На основі літературного огляду сучасних методик визначення якості води, що придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих вод в Україні та за кордоном, виявлено, що метою їх розробки є спрощення розрахунків, зведення до простого виразу, що призводить до полегшеної інтерпретації даних моніторингу якості води та відповідного прогнозування змін якості води у часі. Наведено переваги та недоліки визначення об'єднаної екологічної оцінки якості поверхневих вод для водного об'єкта, індексу забруднення поверхневих водних об'єктів, ентропійного індексу якості води, комбінаторного індексу забрудненості води, індексу якості води Хортон, індексу якості води, який запропоновано канадською радою міністрів навколишнього середовища, ореганського індексу якості води. Виявлено, що у методиках розрахунків індексів якості води (індекс Немерова, індекс Саїда, індекс забруднення важкими металами, тощо) значення отриманої оцінки якості вод

відноситься до різних класів, що призводить до того, що одні і ті самі досліджувані водні об'єкти відносяться до різних категорій.

3. Аналіз вітчизняних та закордонних літературних джерел показав, що для визначення та прогнозування екологічного стану водних об'єктів застосовують методи штучного інтелекту, математичні моделі, на основі бази геоданих геоінформаційних технологій та ін. Отримані результати науковців України та світу показали, що поверхневі водні об'єкти України перебувають під постійним техногенним навантаженням, основними забруднювачами є комунальні підприємства. Встановлено, що дослідження впливу приток вищерозташованих за течією на розташовані нижче не проводились. Виявлено, що недостатньо уваги приділено впливу якісного складу приток на зміну екологічного стану головної річки.

Проведений аналіз вітчизняних і закордонних джерел наукової літератури дозволив сформулювати наступні задачі наукових досліджень:

- дослідити вплив якості води вищерозташованих лівих приток суббасейнів Дніпра на розташовані нижче та на зміну екологічного стану головної водної артерії;
- розробити математичну модель прогнозування зміни екологічного стану головної водної артерії в межах басейну, з урахуванням взаємного впливу лівих приток суббасейнів Дніпра;
- розробити рекомендації щодо удосконалення методики оцінки екологічного стану та якості води поверхневого водного об'єкту, що базується на алгоритмі управлінських дій, з урахуванням розробленої математичної моделі прогнозування зміни його екологічного стану.

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТ ТА МЕТОДИ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Об'єкт і предмет дослідження

Об'єктом дослідження є процес визначення закономірностей впливу лівих приток суббасейнів Дніпра на зміну екологічного стану головної водної артерії.

Теоретичні аспекти дисертаційної роботи ґрунтуються на методах аналізу літературних джерел, систематизації та інтерпретації результатів дослідження, методі найменших квадратів, аналізу експериментальних даних натурних вимірювань; картографічного моделювання для побудови ізоліній розподілу концентрацій показників для підтвердження щодо існування впливу приток за допомогою скритого градієнту, що обумовлений різницею концентрацій та математичного моделювання для подальшого прогнозування зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкту. Результати обраховувались методом сучасної математичної статистики.

Досить важливою екологічною проблемою сьогодення є забруднення і виснаження водних ресурсів, особливо в умовах воєнного стану. Постійна техногенна діяльність людини спричинила катастрофічні наслідки в усіх компонентах біосфери, в тому числі і в гідросфері. Основними чинниками забруднення поверхневих вод є населення, підприємства, сільське господарство, споруди на річках унеможлиблюють проходження води, міграцію гідробіонтів, змінюють транзитний режим річок на акумуляційний, урбанізація. Внаслідок військових дій в Україні відбувається руйнування, зупинення, порушення технологічного процесу очисних споруд та ріст навантаження на них за рахунок збільшення числа внутрішньопереміщених осіб. Потрапляння забруднюючих речовин з ракет, снарядів військової техніки до поверхневих водних об'єктів призводить до забруднення їх важкими металами. У 2022 році на КП «Чернігівводоканал» було пошкоджено близько 35% очисних споруд. У червні 2023 року відбулась екологічна катастрофа – підрив Каховської ГЕС.

Після чого в усіх річкових басейнах України спостерігається суттєве зниження якості води та рівня води. Наразі водопостачання населенню відбувається за рахунок каналу Дніпро-Інгулець та підземних вод, а частина колодязів та свердловин не функціонують. У лютому 2024 року, через потрапляння ворожих «шахедів» на Харківщині близько 3000 тон нафти потрапили до водних об'єктів та ґрунту. Площа забрудненої водної поверхні становила близько 780 тис. м².

Для оцінювання екологічного стану поверхневих вод використовують низку показників (фізичні, хімічні, біологічні). Проте в екстремальних ситуаціях необхідна її термінова оцінка, яка можлива під час використання одного чи двох індикаторних показників екологічного стану водного об'єкту, які охарактеризують стан.

Предмет дослідження – ліві притоки суббасейнів Дніпра (річка Десна належить до суббасейну річки Десна; річки Сула, Псел, Ворскла належать до суббасейну Середнього Дніпра; річка Самара належить до суббасейну Нижнього Дніпра) та їх взаємний вплив на зміну екологічного стану головної водної артерії. Вплив притоки на головну річку – це складний процес, який відбувається під впливом геологічних, геоморфологічних, кліматичних та техногенних факторів. До закономірностей впливу відносять зміну хімічного складу головної річки, зміну витрати води, зміну температури води тощо.

Аналіз літературних джерел у першому розділі показав, що управління екологічною безпекою водних ресурсів у країнах світу та в Україні здійснюється на підставі інтегрального підходу за басейновим принципом. Наразі є актуальним питання щодо оптимізації мережі моніторингу поверхневих водних об'єктів, яка не є можливою без визначення впливу якості води географічно вищерозташованих приток на розташовані нижче, які дають змогу додатково оцінювати та прогнозувати екологічний стан поверхневих вод, а також безпосередній вплив на екологічний стан головної річки.

2.2 Визначення концентрацій забруднюючих речовин за допомогою інтерактивної карти України

ДАВР України ввело в дію інтерактивну карту «Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України» (Карта «Перевищення ГДК показників якості води на постах спостереження» (davr.gov.ua)). Інтерактивна карта України забрудненості річок дає можливість оцінити якість води у обраному річковому басейні за вказаними забруднюючими речовинами. На карту нанесено понад 400 пунктів контролю якості води. На карті можливо відстежити дані моніторингу поверхневих водних об'єктів за певний проміжок часу за основними показниками, такими як, нітрити та нітрати, фосфати, синтетичні поверхнево-активні речовини, сульфати, хлориди та інші, а також таких параметрів як біологічне та хімічне споживання кисню, кисень розчинений.

На даний момент недоліком інтерактивної карти забрудненості річок України «Чиста вода» ([Чиста вода \(texty.org.ua\)](http://texty.org.ua)) є те, що відстежуючи на графіку скиди забруднюючих речовин у поверхневі водні об'єкти не вказані їх концентрації; екологічний стан якості поверхневих водних об'єктів не всіх річок можна проаналізувати. Інтерактивна карта забрудненості річок України є корисною та актуальною, так як дані нанесені за останні п'ять років. Недоліком інтерактивної карти «Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України» є те, що на постах спостереження внесені дані концентрацій забруднюючих речовин з нерегулярним проміжком у часі, тому було прийнято рішення скористатись формулою (2.1) для отримання більш широкого діапазону даних.

$$C_{it} = \frac{C_{it_2} - C_{it_1}}{t_2 - t_1}, \quad (2.1)$$

де C_{it} – концентрація i -ої забруднюючої речовини в певний день року, мг/дм³; C_{it_2}, C_{it_1} – концентрації забруднюючих речовин у відомі дні року, мг/дм³; $t_2 - t_1$ – різниця часу між відомими датами, дні.

Інформація, яку нанесено на карту знаходиться у вільному доступі. Кожен бажаючий може проаналізувати стан річок у своїй місцевості за вказаний період часу, підприємства можуть відстежити якість поверхневих водних об'єктів, які необхідні для використання у технічних процесах. Інтерактивна карта забрудненості річок України є корисною для екологів, науковців, громадських активістів, органів місцевого самоврядування та для зацікавлених громадян. Для більш детального дослідження якості вод середніх та малих річок доцільно встановити додаткові пункти спостереження.

2.3 Оцінка надійності отриманих результатів

Отримані дані оброблено згідно з рекомендаціями Міжнародного Союзу чистої і прикладної хімії (International Union of Pure and Applied Chemistry – IUPAC) за методами визначення й форми позначення помилок і відхилень, одержаних під час масових аналітичних дослідженнях [99].

Середнє арифметичне результатів досліджень визначається за формулою (2.2):

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (2.2)$$

де n – загальна кількість досліджень; x – результати окремого дослідження; i – поточний номер дослідження.

Дисперсія середніх значень (2.3):

$$s = \frac{\sum_{i=1}^{n_1} (x_i - \bar{x})^2 + \sum_{i=1}^{n_2} (y_i - \bar{y})^2}{n_1 + n_2 - 2} \quad (2.3)$$

де $n_1 + n_2 - 2$ – число ступенів свободи кожного дослідження;

Стандартне відхилення окремого результату (2.4):

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (2.4)$$

Стандартне відхилення середнього результату (середня квадратична помилка середнього арифметичного) розраховується за формулою (2.5):

$$s_x = \frac{s}{\sqrt{n}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n \cdot (n-1)}} \quad (2.5)$$

Точність визначення середнього результату:

$$E_\alpha = t_\gamma \cdot s_x, \quad (2.6)$$

де t_γ – коефіцієнт Стюдента.

Відносна погрішність середнього результату:

$$\delta = \frac{E_\gamma}{x} \cdot 100 \quad (2.7)$$

Відтворюваність дослідів перевіряється за критерієм Стюдента [100]:

$$t_{\text{роз}} = \frac{\bar{x} - \bar{y}}{\sqrt{\frac{s^2}{n_1} + \frac{s^2}{n_2}}} = \frac{\bar{x} - \bar{y}}{\sigma \cdot (\bar{x} - \bar{y})} < t_{\text{табл}} \quad (2.8)$$

де S^2 – дисперсія середніх значень, яка розраховується за формулою (2.3);
 $\bar{x} - \bar{y}$ – різниця середніх значень вибірки; $t_{\text{табл}}$ – табличне значення критерію Стюдента для 5%-го рівня значимості.

Процес вважається відтворюваним за умови виконання нерівності (2.8), тоді як будь-яке значення Стюдента, яке отримано розрахунковим шляхом за даними експериментів, менше його табличного значення.

Особливість застосування критерію Стюдента під час обробки результатів дослідження полягає у необхідності виконання умови: нормальний характер розподілу даних, що вивчаються.

Згідно з теорією ймовірності та застосування критеріїв перевірки гіпотез про вид статистичного розподілу було обрано критерій Колмогорова-Смірнова (можливо застосувати, у разі якщо кількість спостережень необмежена і неупорядкована) та Шермана (застосування можливе якщо неупорядкована вибірка та дисперсні дані вибірки), на відміну від критеріїв Шапіро–Уїлка чи Фішера [100].

Як міра розбіжності між емпіричним і теоретичним законами розподілу вибрано максимальне значення D модуля різниці між емпіричною функцією розподілу $F(x)$ і вибраною теоретичною функцією розподілу $F^T(x)$ за критерієм Колмогорова-Смірнова :

$$D = \max |F^T(x) - F(x)| \quad (2.9)$$

Незалежно від вигляду передбачуваної функції розподілу неперервної випадкової величини X у разі необмеженого збільшення кількості незалежних вимірювань n імовірність нерівності $D/\sqrt{n} \leq \lambda$ наближається до межі ймовірності $P(\lambda)$, що дорівнює:

$$P(\lambda) = 1 - \sum_{k=1}^{\infty} (-1)^k e^{-2k^2\lambda^2} \quad (2.10)$$

Рішення щодо гіпотези про закон розподілу приймають двома способами:

1) якщо для заданої ймовірності P , $\lambda < \lambda(P)$, то приймається гіпотеза про те, що закон розподілу $F(x)$ відповідає обраному $F^T(x)$;

2) за обчисленням значення λ за формулою (10) визначають імовірність $P(\lambda)$ як імовірність того, що за рахунок випадкових причин максимальна розбіжність між емпіричною і теоретичною функціями розподілу буде не меншою від отриманої за результатами вимірювань. Отже, якщо ймовірність $P(\lambda)$ досить велика, то гіпотезу про відповідність експериментального розподілу $F(x)$ теоретичному $F^T(x)$ слід розглядати як правдоподібну, що не суперечить експериментальним даним [100].

Статистика критерію Шермана визначається за формулою (2.11)

$$w_n = \frac{1}{2n} \frac{\sum_{i=1}^n |x_i - \bar{x}|}{x} \quad (2.11)$$

де n – кількість спостережень.

Статистика критерію Шермана задовільно апроксимується нормальним розподілом із середнім $M(w_n)$ і дисперсією $D(w_n)$, де

$$M(w_n) = \left(\frac{n}{n+1} \right)^{n+1} \approx \frac{1}{e} = 0,36788 \quad (2.12)$$

$$D(w_n) = \frac{2n^{n+2} + n(n-1)^{n+2}}{(n+2)(n+1)^{n+2}} \left(\frac{n}{n+2} \right)^{2n+2} \approx \frac{2e-5}{e^2} \frac{1}{n} = \frac{0,05908}{n}. \quad (2.13)$$

Таким чином, випадкова величина $w^*(n) = \frac{w_n - M(w_n)}{\sqrt{D(w_n)}}$ має стандартний

нормальний розподіл, для якого можна застосувати ефективну нормальну апроксимацію:

$$\tilde{w}_n = u - \frac{0,0955}{\sqrt{n}} (u^2 - 1) \quad (2.14)$$

$$\text{де } u = \frac{w_n - 0,3679 \cdot \left(1 - \frac{1}{2n}\right)}{0,2431 \sqrt{n} \left(1 - \frac{0,605}{\pi}\right)}.$$

За умови $\tilde{w}_n \leq u_p$ з довірчою ймовірністю P гіпотеза експоненційності приймається (u_p – табличне значення).

Водночас помилка дослід (чи дисперсія відтворюваності) розраховується із використанням критерію Романовського:

$$t = \frac{|x_i - \bar{x}|}{s} \geq t_\alpha(V) \quad (2.15)$$

де $\bar{x}$ – середнє значення ряду без «підозрілого» значення; S – оцінка СКВ середньоквадратичне відхилення; результатів без «підозрілого» значення; $t_\alpha(V)$ – модифікований коефіцієнт Стюдента;

$$t_\alpha(V) = t_\alpha(v) \sqrt{\frac{n+1}{n}}$$

v – кількість ступенів вільності, $v = n - 1$.

Коефіцієнти регресії розраховуються за формулами:

$$b_0 = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N y_j \quad (2.16)$$

$$b_0 = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N y_j \quad (2.17)$$

$$b_{im} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N x_{ji} y_{jm} y_j, \text{ де } (1 \neq m) \quad (2.18)$$

Для встановлення значимості коефіцієнтів спочатку розраховується оцінка дисперсії, з якої вони визначаються:

$$s_b^2 = \frac{s_x^2}{n} \quad (2.19)$$

Усі коефіцієнти розраховуються з однаковою погрешністю завдяки повному факторному експерименту.

Коефіцієнт регресії вважається значимим, у разі виконання умови: є

$$|b| \geq s_b t_\gamma \quad (2.20)$$

де t_γ – коефіцієнт Стюдента.

Отриманий результат перевірки відтворюваності підтвердив, що процес відтворюваний, так як розраховане значення критеріїв Стюдента менше табличного.

Дані були оброблені з використанням програми Microsoft Excel.

Висновки до розділу 2

1. Визначено об'єкт та предмет дослідження, наведено методи, що використовуються під час дослідження. Проаналізовано важливість дослідження поверхневих водних об'єктів в період воєнного стану.

2. Наведено характеристику інтерактивних карт «Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України (Карта «Перевищення ГДК показників якості води на постах спостереження»)» та забрудненості річок України «Чиста вода», виявлено їх переваги та недоліки, запропоновано шляхи їх покращення для більш точного дослідження екологічного стану поверхневих водних об'єктів.

3. Представлено методи математичної обробки вихідних даних, а також основні прийоми, які використовувались для отримання максимально достовірних результатів, які виконувались за допомогою пакетів програми Microsoft Excel.

1) с. Мурав'ї Новгород-Сіверського р-ну Чернігівської області; 2) с. Камінь Новгород-Сіверського р-ну Чернігівської області; 3) с. Спаське Сосницького р-ну Чернігівської області; 4) смт. Макошино Корюківського р-ну Чернігівської області; 5) м. Чернігів; 6) с. Крехаїв Козелецького р-ну (кордон Чернігівської і Київської обл.).

У таблицях А.1 – А.6 додатку А наведено вміст забруднюючих речовин на постах спостереження річки Десна у період з 2016 року до 2024 року.

Згідно з даними таблиці А.1 із додатку А на посту 1 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2022 році, а найвищий у 2016 р. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 11,5% у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2022 році, найвищий – 2021 р. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 12,2% у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2023 р., а найвищий у 2017 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році збільшився на 29,2% у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2023 році, а найвищий – у 2018 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році збільшився на 12,7% у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2023 році, а найвищий – у 2024 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році збільшився на 28,7 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2022 році, а найвищий – у 2024 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році збільшився на 28,6 % у порівнянні з 2016 роком [101, 102]. У населених пунктах Шосткинського, Конотопського, Чернігівського, Корюківського, Ніжинського, Новгород-Сіверського районів комунальні і сільськогосподарські підприємства скидають до поверхневих водних об'єктів недостатньо очищені чи взагалі без очистки зворотні води. Це одна з причин, що зумовлює потрапляння іонів амонію у поверхневі водні об'єкти. Згідно з даними екологічного паспорту Чернігівської області у 2023 році державною установою «Новгород-Сіверська установа виконання покарань (№ 31)» (м. Новгород-Сіверський) було скинуто 3,6 тис. м³ неочищених та недостатньо очищених зворотних вод.

У 2024 році спостерігається постійне зменшення вмісту амонію і незначне збільшення на посту 5. Однією з причин зниження концентрації іонів-амонію є його окиснення киснем, який розчинений у воді, до нітрат-іонів, відповідно до рівняння (3.1), що підтверджують дані таблиці 3.2.



Збільшення вмісту амонію навесні та його зниження в літній і осінній періоди зумовлені сезонними коливаннями концентрації іонів амонію, які залежать від інтенсивності процесів бактеріального розкладу органічної речовини. В осінньо-зимовий період збільшення вмісту іонів амонію пов'язане із розкладом органічних речовин в умовах слабкої чи повної відсутності його споживання фітопланктоном [103].

Згідно з даними таблиці А.2 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NO_3^- був у 2024 році, а найвищий у 2017 р. Вміст NO_3^- у 2024 році зменшився на 6,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2024 році, найвищий – 2017 р. Вміст у 2024 році зменшився на 13,5 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2024 р., а найвищий у 2021 році. Вміст у 2024 році зменшився на 17,1 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту був у 2016 році, а найвищий – у 2017 році. Вміст у 2024 році зменшився на 9,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту був у 2024 році, а найвищий – у 2018 році. Вміст у 2024 році зменшився на 8,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту був у 2016 році, а найвищий – у 2018 році. Вміст у 2024 році збільшився на 22,2 % у порівнянні з 2016 роком [101, 102].

Нітрати є продуктами розкладу органічних речовин, а також вони є постійним елементом природних вод. Розчини, які містять у великій кількості нітрати та нітрити добре поглинаються рослинами, у тому числі і зерновими культурами [104]. Нітрати можуть потрапляти до поверхневих водних об'єктів

разом із стоками з полів, що оброблені нітратними добривами. Наприклад, аміачна селітра (NH_4NO_3), кальцієва селітра ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$). Можна зробити припущення, що використання таких добрив зумовлює підвищення вмісту нітратів у воді на постах 1 – 4 у 2023 році. Процес нітрифікації в аеробних умовах протікає у двох стадіях і здійснюються двома групами бактерій:



Першу фазу нітрифікації здійснюють хемолітоавтотрофні бактерії (*Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*, *Nitrosovibrio*), що окиснюють іони амонію до нітритів, другу фазу нітрифікації здійснюють бактерії родів *Nitrobacter*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, *Nitrocystis*, *Nitrospira*, які окиснюють нітрити до нітратів [103].

Згідно з даними таблиці А.3 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NO_2^- був у 2023 році, а найвищий у 2017 р. Вміст NO_2^- у 2024 році зменшився на 4,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2023 році, найвищий – 2017 р. Вміст NO_2^- у 2024 році зменшився на 16,7 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2022, а найвищий у 2018 році. Вміст NO_2^- у 2024 році збільшився на 5,9 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту NO_2^- був у 2022 році, а найвищий – у 2018 році. Вміст NO_2^- у 2024 році збільшився на 10,5 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень у 2022, а найвищий у 2020 році. Вміст NO_2^- у 2024 році зменшився на 2,4 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень у 2022 році, а найвищий у 2018 році [101, 102].

Нітрити – це досить нестійкі сполуки. Вони виявляються лише під час порівняно свіжому забрудненні водного об'єкту [103]. У 2023 році на посту 3

(с. Спаське, Корюківського р-ну) спостерігається суттєве зменшення вмісту нітритів. Затримка окиснення NO_2^- до NO_3^- під час 2 стадії нітрифікації свідчить про забруднення водойми, що у свою чергу може бути зумовлене використанням мінеральних добрив у сільському господарстві, наприклад аміачної селітри. Зниження концентрації нітрат- і нітрит-іонів у 2023 році згідно з даними таблиць А.2 та А.3 може свідчити про протікання процесів 1 і 2 стадії нітрифікації, а також аноксидного окислення амонію.

Згідно з даними таблиці А.4 на посту 1 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2024 році, а найвищий у 2022 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 32,7 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2018 році, найвищий – 2021 р. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 22,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2021 р., а найвищий у 2022 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 13,4 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2021 році, а найвищий – у 2020 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 15,4 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2018 році, а найвищий – у 2020 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році збільшився на 7,2 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2018 році, а найвищий – у 2020 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році збільшився на 0,7 % у порівнянні з 2016 роком [101, 102].

У 2023 році від поста 3 до поста 6 спостерігається постійне збільшення вмісту сульфатів, а від поста 1 до поста 3, навпаки, зменшення. Можемо зробити припущення, що причиною даного явища слугує скидання неочищених чи недостатньо очищених стічних вод підприємств, які знаходяться на території Корюківського та Чернігівського районів. Також суттєве збільшення сульфатів на постах 5 – 6 може бути причиною зростання кількості населення Вишгородського та Броварського районів. Потрапляння сульфатів у поверхневі водні об'єкти також зумовлене процесами житлово-комунального господарства населених пунктів.

Згідно з даними таблиці А.5 на посту 1 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2017 році, а найвищий у 2021 р. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році збільшився на 9,5 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2016 році, найвищий – 2021 р. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році збільшився на 10,6 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2017 р., а найвищий у 2021 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році збільшився на 33,6 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2017 році, а найвищий – у 2024 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році збільшився на 36,1 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2016 році, а найвищий – у 2021 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 3,9 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2017 році, а найвищий – у 2024 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 37,1 % у порівнянні з 2016 роком [101, 102].

З аналізу даних таблиці А.5 у 2023 році спостерігається збільшення вмісту фосфатів (пункти 4 – 6), а в пункті 2 – 4, навпаки, його зменшення. На сьогодні в Україні відсутні нормативи для вмісту фосфатів у побутових миючих засобах, проте встановлені нормативи вмісту фосфатів у стічних водах, які приймаються до систем централізованого водовідведення [105]. Пост спостереження 5 розташований у м. Чернігів, що є обласним центром з великою кількістю населення, а пост 6 розташований у Броварському районі, де згідно з [106, 107] відбувається постійний ріст кількості населення, що у свою чергу, також призводить до збільшення скидів житлово-комунальних стічних вод, що містять фосфати. Одним із джерел потрапляння у поверхневі водні об'єкти є фосфатні добрива, які використовують у сільському господарстві.

Згідно з даними таблиці А.6 на посту 1 найнижчий рівень вмісту Cl^- був у 2023 році, а найвищий у 2017 р. Вміст Cl^- у 2024 році зменшився на 19,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2022 році, найвищий – 2017 р. Вміст Cl^- у 2024 році зменшився на 0,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2021 р., а найвищий у 2017 році. На посту 4

найнижчий рівень вмісту Cl^- був у 2021 році, а найвищий – у 2024 році. Вміст Cl^- у 2024 році зменшився на 1,4 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту Cl^- був у 2023 році, а найвищий – у 2017 році. Вміст Cl^- у 2024 році збільшився на 4,0 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту Cl^- був у 2023 році, а найвищий – у 2018 році. Вміст Cl^- у 2024 році збільшився на 10,7 % у порівнянні з 2016 роком.

Відповідно до [106, 107] кількість населення постійно зменшується. Це є однією з причин зменшення вмісту сульфатів, фосфатів та хлоридів (таблиці А.4, А.5 та А.6 відповідно) у період з 2016 до 2021 року на постах спостереження. У Середино-Будському районі кількість населення зменшилась з 16689 осіб (2016 рік) до 10308 осіб (2021 рік); у Кролевецькому районі зменшилась з 38863 особа (2016 рік) до 35033 осіб (2021 рік); у Козелецькому районі кількість населення зменшилась з 47011 осіб у 2016 році до 42282 осіб у 2021 році; у Куликівському районі зменшилась з 17471 осіб (2016 рік) до 14116 осіб (2021 рік); у Менському районі у 2016 році було 37149 осіб, у 2021 році – 25085 осіб; у Борзнянському районі кількість населення з 32440 осіб (2016 рік) зменшилась до 15335 осіб (2021 рік); у Сосницькому районі у 2016 році було 19098 осіб, у 2021 році – 14831 особа; у Коропському районі зменшилась з 23945 осіб (2016 рік) до 15122 осіб (2021 рік); у Новгород-Сіверському районі у 2016 році було 27465 осіб, у 2021 році – 24073 особи; у Вишгородському районі кількість населення з 72994 особи (2016 рік) зросла до 79439 осіб (2021 рік); у Броварському районі у 2016 році було 68156 осіб, а у 2021 році – 119872 особи.

Отже, можна припустити, що зменшується кількість скиду забруднених стічних вод, які містять у своєму складі забруднюючі речовини. Десна має також ліві та праві притоки (одна з найбільших приток – річка Сейм), які додатково розбавляють води і, таким чином, зменшують концентрацію забруднюючих речовин у поверхневих водних об'єктах.

Отримані під час дослідження результати дають можливість стверджувати, що екологічний стан річки Десна погіршується вже сьогодні внаслідок техногенного впливу.

Річка Сула протікає територією Сумської та Полтавської областей. Загальна довжина складає 363 км. Площа басейну складає 19600 км², середньорічний стік – 29 м³/с. Аналіз зміни екологічного стану притоки Сула було проведено на основі даних 4 постів спостереження (рисунок 3.2): 1) м. Ромни Сумської обл.; 2) с. Чеберяки Роменського р-ну Сумської обл.; 3) м. Заводське Лохвицького району Полтавської обл.; 4) м. Лубни Полтавської обл.

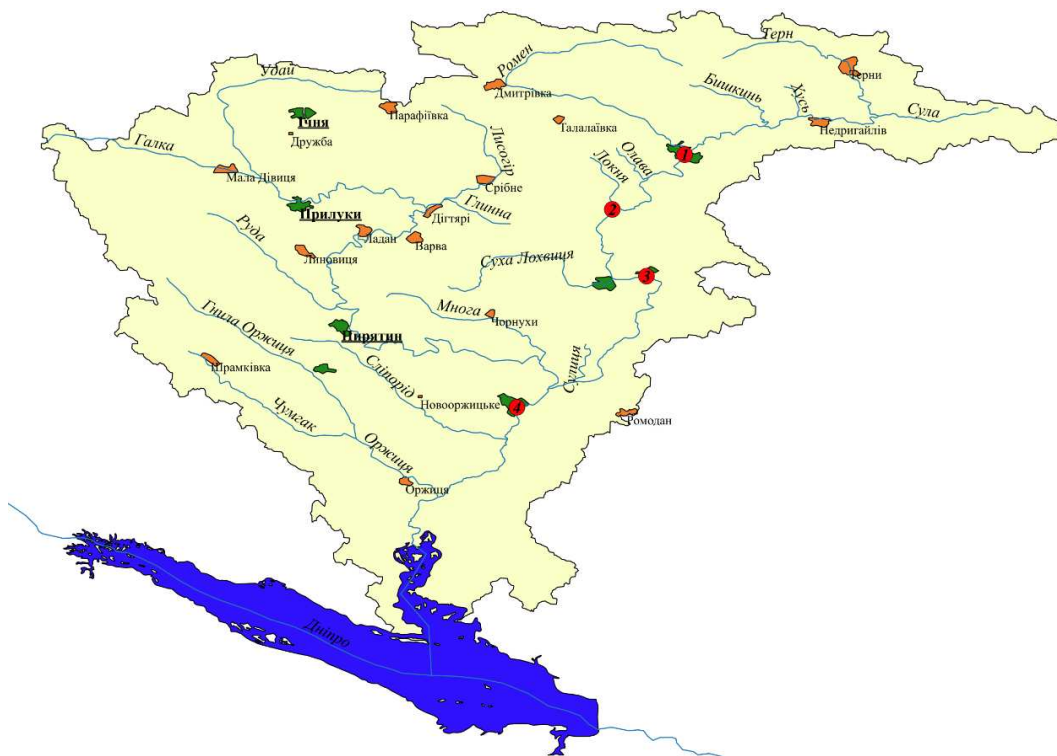


Рисунок 3.2 – Схематичне розміщення чотирьох постів спостереження, за даними яких проводилось дослідження

У таблицях А.7 – А.12 додатку А наведено вміст забруднюючих речовин на постах спостереження річки Сула у період з 2016 року до 2024 року.

Згідно з даними таблиці А.7 на посту 1 у 2018 році рівень вмісту NH_4^+ був нижчий на 51,0 %, ніж у 2023 році. На посту 2 вміст NH_4^+ у 2023 році зменшився на 0,7 % у порівнянні з 2018 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2020 р., а найвищий у 2017 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 10,9 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2023 році, а

найвищий – у 2016 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився майже вдвічі у порівнянні з 2016 роком [108, 109]. У населених пунктах Сумського, Роменського, Миргородського, Лубенського, Кременчуцького та Золотоніського районів комунальні і сільськогосподарські підприємства скидають до поверхневих водних об'єктів недостатньо очищені чи взагалі без очистки зворотні води. Це одна з причин, що зумовлює потрапляння іонів амонію у поверхневі водні об'єкти.

Згідно з даними таблиці А.8 на постах 1 та 2 у 2018 році рівень вмісту NO_3^- був вдвічі нижчий за 2023 рік. На посту 3 найнижчий рівень у 2022 р., а найвищий у 2021 році. Вміст у 2024 році зменшився на 20,6 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту був у 2022 році, а найвищий – у 2023 році. Вміст у 2024 році зменшився на 22,7 % у порівнянні з 2016 роком [108, 109].

Згідно з даними таблиці А.9 на посту 1 у 2018 році рівень вмісту NO_2^- був втричі нижчий за 2023 рік. На посту 2 вміст NO_2^- у 2023 році збільшився у чотири рази у порівнянні з 2018 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2024 р., а найвищий у 2016 році. Вміст NO_2^- у 2024 році зменшився на 71,2 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту був у 2020 та 2023 роках, найвищий – у 2017 р. Вміст NO_2^- у 2024 році зменшився на 3,6 % у порівнянні з 2016 роком [108, 109].

Згідно з даними таблиці А.10 на посту 1 у 2018 році рівень вмісту SO_4^{2-} був нижчий на 41,2 %, ніж у 2023 році. На посту 2 вміст SO_4^{2-} у 2023 році збільшився на 48,4 % у порівнянні з 2018 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2020 р., а найвищий у 2016 році. Вміст у 2024 році зменшився на 46,6 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту був у 2019 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст у 2024 році зменшився на 49,3 % у порівнянні з 2016 роком [108, 109].

Згідно з даними таблиці А.11 на постах 1 та 2 у 2018 році рівень вмісту PO_4^{3-} був вдвічі нижчий у порівнянні з 2023 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2022 р., а найвищий у 2017 році. Вміст у 2024 році зменшився на 7,1 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту був у 2022 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст у 2024 році зменшився на 49,8 % у порівнянні з 2016 роком [108, 109].

Згідно з даними таблиці А.12 на посту 1 у 2018 році рівень вмісту Cl^- був нижчий на 0,9 %, ніж у 2023 році. На посту 2 вміст Cl^- у 2023 році зменшився на 0,1 % у порівнянні з 2018 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2021 р., а найвищий у 2017 році. Вміст у 2024 році зменшився на 6,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту був у 2023 році, а найвищий – у 2022 році. Вміст у 2024 році збільшився на 11,5 % у порівнянні з 2016 роком.

Однією з причин наявності сульфатів, хлоридів та фосфатів є скиди господарсько-побутових чи промислових неочищених чи недостатньо очищених стічних вод. Згідно з даними екологічного паспорту Сумської області станом на 01.01.2023 рік комунальним підприємством «Недригайлів-водосервіс» у 2021 році до річки Сула було скинуто 15,0 тис.м³ неочищених чи недостатньо очищених стічних вод, а відповідно до даних екологічного паспорту Полтавської області за 2022 рік комунальним підприємством «Лубни-водоканал» Лубенської міської ради» було скинуто неочищених чи недостатньо очищених стічних вод 0,8891 млн.м³, а комунальним підприємством «Сяйво» с. Засулля Лубенського району – 0,0335 млн. м³.

Відповідно до [106, 107] кількість населення постійно зменшується. Це є однією з причин зменшення вмісту сульфатів, фосфатів та хлоридів (таблиці А.10, А.11 та А.12 відповідно) у період з 2016 до 2021 року на постах спостереження. У Роменському районі у 2016 році було 33778 осіб, а у 2021 році – 54264 осіб; у Білопільському районі зменшилась з 51212 осіб (2016 рік) до 38179 осіб (2021 рік); у Недригайлівському районі було 24811 осіб у 2016 році, а у 2021 році – 19198 осіб; у Лохвицькому районі кількість населення зменшилась з 43689 осіб у 2016 році до 32854 осіб у 2021 році; у Чорнухинському

районі зменшилась з 11616 осіб (2016 рік) до 9818 осіб (2021 рік); у Лубенському районі у 2016 році було 32288 осіб, у 2021 році – 30260 осіб; у Оржицькому районі кількість населення з 24367 осіб (2016 рік) зменшилась до 18532 осіб (2021 рік); у Семенівському районі у 2016 році була 25741 особа, у 2021 році 22920 осіб; у Чорнобаївському районі зменшилась з 41463 осіб (2016 рік) до 26717 осіб (2021 рік); у Глобинському районі у 2016 році було 44474 особи, у 2021 році – 33785 осіб.

Річка Псел у межах України протікає територією Сумської та Полтавської областей. Загальна довжина складає 717 км, в межах України 502 км. Площа басейну складає 22800 км², середньорічний стік – 55 м³/с. Аналіз якості води у річці Псел проведено на основі даних 6 постів спостереження (рисунк 3.3): 1) Краснопільський район Сумської області; 2) с. Велика Чернеччина Сумського району Сумської області; 3) с. Червоне Сумського району Сумської області; 4) с. Бишкінь Сумського району Сумської області; 5) с. Камінне, кордон Сумської і Полтавської обл.; 6) смт. Велика Багачка Полтавської області.

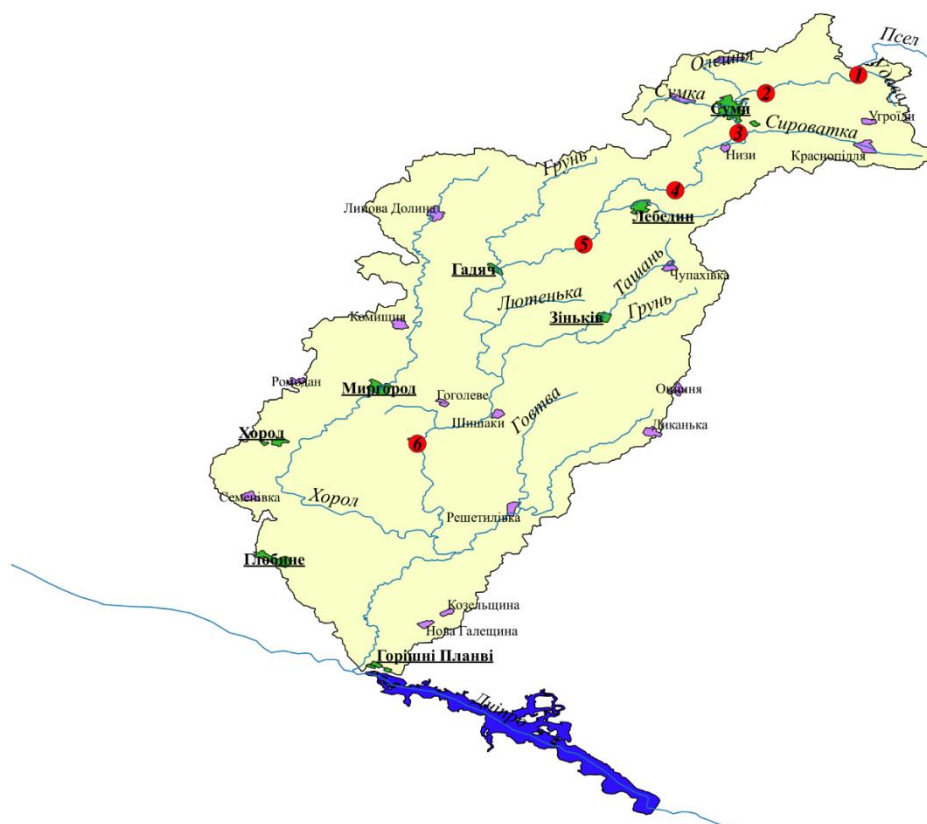


Рисунок 3.3 – Схематичне розміщення шести постів спостереження, за даними яких проводилось дослідження

У таблицях А.13 – А.18 додатку А наведено вміст забруднюючих речовин на постах спостереження річки Псел в період з 2016 року до 2024 року.

За результатами нашого дослідження, які представлені у таблиці А.13 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2018 році, а найвищий у 2020 р. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 1,1 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2024 році, найвищий – у 2020 р. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 32,5 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2016 році, а найвищий у 2017 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році збільшився на 23,9 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2024 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 17,7 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2024 році, а найвищий – у 2019 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 16,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2020 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 11,8 % у порівнянні з 2016 роком [110, 111]. У населених пунктах Сумського, Миргородського, Полтавського та Кременчуцького районів комунальні і сільськогосподарські підприємства скидають до поверхневих водних об'єктів недостатньо очищені та без очистки зворотні води. Це одна з причин, що зумовлює потрапляння іонів амонію у поверхневі водні об'єкти.

Згідно з даними таблиці А.14 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NO_3^- був у 2022 році, а найвищий у 2020 р. Вміст NO_3^- у 2024 році зменшився на 37 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2021 році, найвищий – 2020 р. Вміст у 2024 році зменшився на 50,9 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2018 р., а найвищий у 2020 році. Вміст у 2024 році зменшився на 38,4 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту був у 2021 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст у 2024 році зменшився на 72,1 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту був у

2024 році, а найвищий – у 2020 році. Вміст у 2024 році зменшився на 68,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту був у 2023 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст у 2024 році зменшився на 12,2 % у порівнянні з 2016 роком [110, 111].

Згідно з даними таблиці А.15 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NO_2^- був у 2017 році, а найвищий у 2024 р. Вміст NO_2^- у 2024 році збільшився на 38 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2016 та 2020 роках, найвищий – 2023 р. Вміст NO_2^- у 2024 році збільшився на 86,7 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2020, а найвищий у 2023 році. Вміст NO_2^- у 2024 році зменшився на 52,5 у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту NO_2^- був у 2020 році, а найвищий – у 2023 році. Вміст NO_2^- у 2024 році збільшився на 20 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень у 2020 та 2022 роках, а найвищий у 2016 році. Вміст NO_2^- у 2024 році зменшився на 70,6 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень у 2016 та 2024 роках, а найвищий у 2019 та 2023 роках. Вміст NO_2^- у 2024 році збільшився на 14,3 більше ніж в два рази у порівнянні з 2016 роком [110, 111].

Згідно з даними таблиці А.16 на постах 1 та 2 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2023 році, а найвищий у 2016 р. На посту 1 вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 34,9 % у порівнянні з 2016 роком, а на посту 2 вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 31,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2023 р., а найвищий у 2017 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 28,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2022 році, а найвищий – у 2017 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 34,6 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2019 році, а найвищий – у 2024 році. Вміст сульфатів у 2024 році зменшився на 18,2 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-}

був у 2023 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 32,1 % у порівнянні з 2016 роком [110, 111].

У 2023 році спостерігається збільшення вмісту сульфатів. Для виготовлення добрив або хімічних речовин в технологічному процесі на підприємстві використовують сірчану кислоту. Тому можна припустити, що саме скиди підприємством не доочищених вод є причиною збільшення вмісту сульфатів у річці. Згідно з даними Екологічного паспорту Сумської області у 2022 році підприємством ПАТ «Сумхімпром» було скинуто 2183,0 тис. м³ забруднених зворотних вод, а підприємством КП «Міськводоканал» – 9550,0 тис. м³ забруднених зворотних вод, у 2023 році підприємством ПАТ «Сумхімпром» було скинуто 1397 тис. м³ забруднених зворотних вод, КП «Міськводоканал» – 9208,0 тис. м³ забруднених зворотних вод.

Згідно з даними таблиці А.17 на посту 1 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2020 році, а найвищий у 2023 р. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 21,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2020 році, найвищий – 2021 р. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 37,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2020 році, а найвищий у 2023 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 41,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2020 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 45,7 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2020 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 29,5 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2021 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 50,8 % у порівнянні з 2016 роком [110, 111].

Проаналізувавши дані таблиці А.17 можна зробити висновок, що у річці Псел спостерігається зменшення загального вмісту фосфатів від поста 1 до поста 6. Проте відмічається суттєве збільшення на посту 3. Причиною може бути

розміщення поста спостереження у населеному пункті (с. Червоне), у якому відсутні очисні споруди. Населення може скидати побутові стічні води, які містять шкідливі забруднюючі речовини, у поверхневі водні об'єкти. Фосфати входять до складу пральних порошків, засобів для миття посуду та ін.

Згідно з даними таблиці А.18 на посту 1 найнижчий рівень вмісту Cl^- був у 2024 році, а найвищий у 2023 р. Вміст Cl^- у 2024 році збільшився на 10,9 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2020 році, найвищий – у 2024 р. Вміст Cl^- у 2024 році збільшився на 58,5 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2018 р., а найвищий у 2024 році. Вміст Cl^- у 2024 році збільшився вдвічі у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту Cl^- був у 2018 році, а найвищий – у 2023 році. Вміст Cl^- у 2024 році збільшився на 20,4 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 5 найнижчий рівень вмісту Cl^- був у 2018 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст Cl^- у 2024 році збільшився на 42,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 6 найнижчий рівень вмісту Cl^- був у 2021 році, а найвищий – у 2016 році. Вміст Cl^- у 2024 році збільшився на 40,5 % у порівнянні з 2016 роком.

Згідно з даними [106, 107], спостерігається постійне скорочення чисельності населення. У Краснопільському районі кількість населення зменшилась з 28983 осіб (2016 рік) до 28190 осіб (2021 рік); у Лебединському районі у 2016 році було 20188 осіб, а у 2023 році – 18510 осіб; у Гадяцькому районі зменшилась з 54352 осіб (2016 рік) до 49422 осіб (2021 рік); у Зіньківському районі було 35146 осіб у 2016 році, а у 2021 році – 26842 особи; у Миргородському районі кількість населення зменшилась з 32590 осіб у 2016 році до 29743 осіб у 2021 році; у Шишацькому районі зменшилась з 20566 осіб (2016 рік) до 18107 осіб (2021 рік); у Великобагачанському районі у 2016 році було 25356 осіб, у 2021 році – 16213 осіб; у Решетилівському районі кількість населення з 26540 осіб (2016 рік) зменшилась до 25784 осіб (2021 рік); у Глобинському районі у 2016 році було 44474 особи, у 2021 році 33785 осіб; у Козельщинському районі зменшилась з 19780 осіб (2016 рік) до 16970 осіб (2021

рік); у Кременчуцькому районі у 2016 році було 39735 осіб, у 2021 році – 37514 осіб.

Результати проведених досліджень дозволяють стверджувати про значне погіршення екологічного стану річки Псел, одного з важливіших приток річки Дніпро. Техногенне навантаження внаслідок антропогенного впливу призводить до погіршення якості води і режиму його річкового стоку.

Річка Ворскла протікає територією Сумської та Полтавської областей у межах України. Загальна довжина складає 464 км, в межах України 336 км. Площа басейну складає 14700 км², середньорічний стік – 36,4 м³/с. Аналіз якості води річки Ворскла було проведено на основі даних 4 постів спостереження (рисунок 3.4): 1) смт. Велика Писарівка Сумської області; 2) с. Климентове Охтирського р-ну Сумської області; 3) м. Полтава; 4) м. Кобеляки Полтавської області.

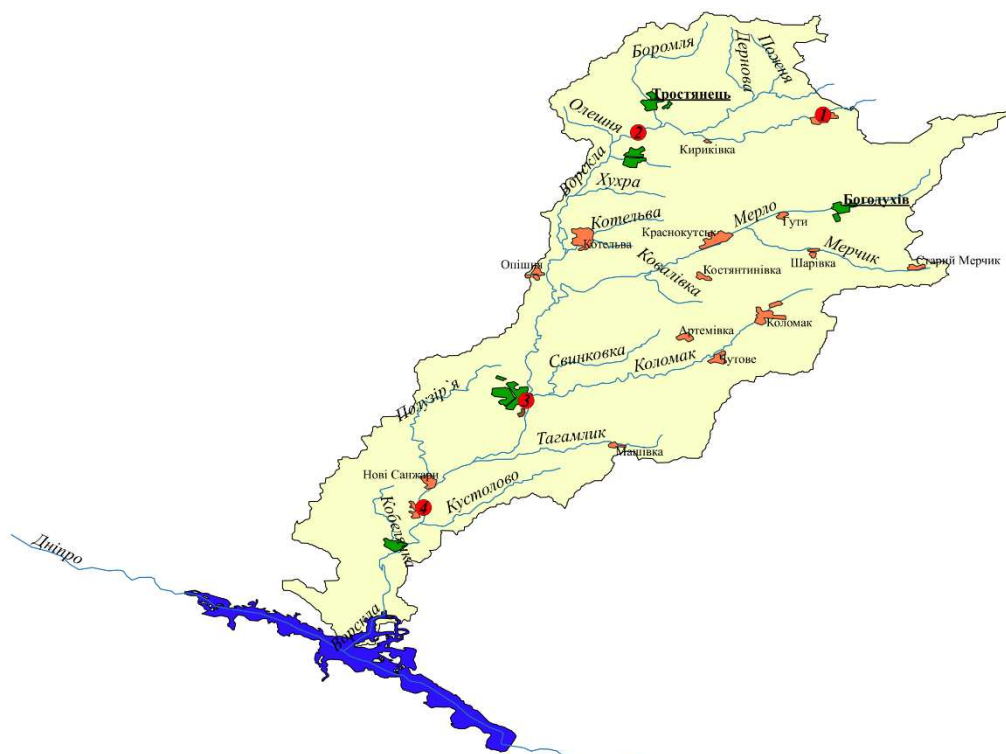


Рисунок 3.4 – Схематичне розміщення чотирьох постів спостереження, за даними яких проводилось дослідження

У таблицях А.19 – А.24 наведено вміст забруднюючих речовин на постах спостереження річки Ворскла в період з 2016 року до 2024 року.

Згідно з даними таблиці А.19 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2024 році, а найвищий у 2017 р. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 19,4 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2022 році, найвищий – 2018 р. Вміст NH_4^+ у 2024 році збільшився на 10,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2019 р., а найвищий у 2024 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році збільшився на 11,1 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2019 та 2020 роках, а найвищий – у 2024 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році збільшився на 2,7 % у порівнянні з 2016 роком. У населених пунктах Охтирського та Полтавського районів комунальні і сільськогосподарські підприємства скидають до поверхневих водних об'єктів недостатньо очищені чи взагалі без очистки зворотні води. Це одна з причин, що зумовлює потрапляння іонів амонію у поверхневі водні об'єкти [109, 112].

Згідно з даними таблиці А.20 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NO_3^- був у 2022 році, а найвищий у 2019 р. Вміст NO_3^- у 2024 році зменшився на 36,5 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2022 році, найвищий – 2019 р. Вміст у 2024 році зменшився на 33,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2020 р., а найвищий у 2018 році. Вміст у 2024 році збільшився на 21,1 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту був у 2016 році, а найвищий – у 2018 році. Вміст у 2024 році збільшився на 59,8 % у порівнянні з 2016 роком [109, 112]. У 2024 році чітко простежується різке зменшення нітратів протягом року на посту 3. Можливою причиною даного явища може бути розташування поста спостереження в місті Полтава, де стічні води спочатку надходять на очисні споруди, а вже після очищення потрапляють у поверхневі водні об'єкти.

Згідно з даними таблиці А.21 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NO_2^- був у 2020 році, а найвищий у 2016 р. Вміст NO_2^- у 2024 році зменшився на 54,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2019 році, найвищий – 2023 р. На посту 3 найнижчий рівень у 2016 р., а найвищий у

2022 році. Вміст у 2024 році збільшився на 8,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту був у 2016 році, а найвищий – у 2023 році. Вміст у 2024 році збільшився втричі у порівнянні з 2016 роком [109, 112].

Згідно з даними таблиці А.22 на посту 1 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2022 році, а найвищий у 2016 р. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 19,4 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2022 році, найвищий – 2024 р. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році збільшився на 0,5 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2021 р., а найвищий у 2018 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 14,9 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2021 році, а найвищий – у 2017 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році збільшився на 9,1 % у порівнянні з 2016 роком [109, 112].

У 2024 році відповідно до даних таблиці А.22 спостерігається збільшення концентрації сульфатів на всіх постах. Причиною може бути скидання неочищених або недостатньо очищених стічних вод підприємств. Сульфати також потрапляють до поверхневих джерел із житлово-комунального господарства населених пунктів.

Згідно з даними таблиці А.23 на посту 1 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2020 році, а найвищий у 2016 р. На 1 та 2 посту вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 45,5 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2022 році, найвищий – 2016 р. На посту 3 найнижчий рівень у 2023 р., а найвищий у 2021 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 15,6 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2019 та 2020 роках, а найвищий – у 2016 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 46,1 % у порівнянні з 2016 роком [109, 112].

За даними таблиці А.23 у 2024 році в пунктах 1 – 3 спостерігається зменшення вмісту фосфатів, а на посту спостереження 4 – його незначне збільшення. Фосфати надходять у поверхневі водні об'єкти внаслідок скидання

неочищених господарсько-побутових стічних вод. Одним із джерел потрапляння фосфатів у водойми також є фосфорні добрива, зокрема дигідрофосфат кальцію – сполука, що ефективно засвоюється рослинами на різних типах ґрунтів і широко застосовується в сільському господарстві.

Згідно з даними таблиці А.24 на посту 1 найнижчий рівень вмісту хлоридів був у 2022 році, а найвищий у 2024 р. Вміст хлоридів у 2024 році збільшився на 63,2 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2020 році, найвищий – у 2024 р. Вміст хлоридів у 2024 році збільшився майже вдвічі у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2021 р., а найвищий у 2020 році. Вміст хлоридів у 2024 році зменшився на 21,2 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 4 найнижчий рівень у 2020 році, найвищий – 2024 р., вміст хлоридів у 2024 році збільшився на 23,2 % у порівнянні з 2016 р.

Згідно з інформацією з джерел [106, 107], чисельність населення поступово скорочується. У Великописарівському районі кількість населення зменшилась з 19466 осіб (2016 рік) до 13937 осіб (2021 рік); у Тростянецькому районі у 2016 році було 35766 осіб, а у 2021 році – 35364 особи; у Зіньковському районі було 35146 осіб у 2016 році, а у 2021 році – 26842 особи; у Котелевському районі кількість населення збільшилась з 19703 осіб у 2016 році до 25947 осіб у 2021 році; у Диканському районі зменшилась з 19072 осіб (2016 рік) до 17729 осіб (2021 рік); у Кобеляцькому районі кількість населення з 42780 осіб (2016 рік) зменшилась до 35096 осіб (2021 рік).

Відповідно до даних таблиць А.19 – А.24 на посту 3 (м. Полтава) спостерігається зменшення концентрації забруднюючих речовин. Можна зробити припущення, що наслідком даного явища слугує розташування очисних споруд поблизу м. Полтава, це Котелевські очисні споруди, очисні споруди ЖКК с. Терешки, Супрунівські очисні споруди Полтавського ВУВКГ с. Решетняки.

Річка Самара протікає територією Харківської, Донецької та Дніпропетровської областей. Загальна довжина складає 320 км. Площа басейну складає 22660 км², середньорічний стік – 17 м³/с. Аналіз якості води притоки Самара було проведено на основі даних 3 постів спостереження (рисунок 3.5):

- 1) с. Нікольське Олександрівського р-ну, кордон Донецької і Харківської обл.;
 - 2) с. Вербки Павлоградського р-ну; 3) м. Підгороднє Дніпропетровського р-ну
- Дніпропетровської обл.



Рисунок 3.5 – Схематичне розміщення трьох постів спостереження, за даними яких проводилось дослідження

У таблицях А.25 – А.30 наведено вміст забруднюючих речовин на постах спостереження річки Самара в період з 2016 року до 2024 року.

Згідно з даними таблиці А.25 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NH_4^+ був у 2024 році, а найвищий у 2018 р. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 40,9 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2024 році, найвищий – у 2017 р. Вміст NH_4^+ у 2024 році зменшився на 33,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2019 р., а найвищий у 2024 році. Вміст NH_4^+ у 2024 році збільшився на 83,9 % у порівнянні з 2016 роком [109, 113]. У населених пунктах Краматорського, Лозівського, Павлоградського, Новомосковського та Дніпропетровського районів комунальні і сільськогосподарські підприємства скидають до поверхневих водних об'єктів недостатньо очищені чи взагалі без очистки зворотні води.

З даних таблиці А.25 можна зробити припущення, що збільшення вмісту амонію у 2024 році свідчить про використання мінеральних добрив у

сільськогосподарській діяльності населених пунктів, які розташовані вздовж річки.

Згідно з даними таблиці А.26 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NO_3^- був у 2018 році, а найвищий у 2024 р. Вміст NO_3^- у 2024 збільшився вдвічі у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2021 році, найвищий – 2017 р. Вміст NO_3^- у 2024 році зменшився на 55,2 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2021 р., а найвищий у 2024 році. Вміст NO_3^- у 2024 році збільшився на 17 % у порівнянні з 2016 роком [109, 113].

За даними таблиці у 2024 році спостерігається постійне підвищення нітратів, що свідчить про протікання 2 стадії нітрифікації, що підтверджується даними таблиці А.27, де спостерігається зменшення вмісту нітритів.

Згідно з даними таблиці А.27 на посту 1 найнижчий рівень вмісту NO_2^- був у 2017 році, а найвищий у 2024 р. Вміст NO_2^- у 2024 році збільшився вдвічі рази у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2020 та 2023 роках, найвищий – 2017 р. Вміст NO_2^- у 2024 році зменшився на 4,8 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найвищий рівень був у 2019 р [109, 113].

Згідно з даними таблиці А.28 на посту 1 найнижчий рівень вмісту SO_4^{2-} був у 2016 році, а найвищий у 2024 р. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році збільшився на 20,3 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2024 році, найвищий – 2016 р. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році зменшився на 15,7 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2017 р., а найвищий у 2024 році. Вміст SO_4^{2-} у 2024 році збільшився на 36,8 % у порівнянні з 2016 роком [109, 113].

Згідно з даними таблиці А.29 на посту 1 найнижчий рівень вмісту PO_4^{3-} був у 2017 році, а найвищий у 2016 р. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році зменшився на 9,6 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2023 році, найвищий – 2019 р. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році збільшився на 25,1 % у порівнянні з 2016 роком.

На посту 3 найнижчий рівень у 2023 р., а найвищий у 2024 році. Вміст PO_4^{3-} у 2024 році збільшився вдвічі у порівнянні з 2016 роком [109, 113].

Згідно з даними таблиці А.30 на посту 1 найнижчий рівень вмісту хлоридів був у 2018 році, а найвищий у 2024 р. Вміст хлоридів у 2024 році збільшився на 16,0 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 2 найнижчий рівень у 2016 році, найвищий – 2023 р. Вміст хлоридів у 2024 році збільшився на 16,6 % у порівнянні з 2016 роком. На посту 3 найнижчий рівень у 2023 р., а найвищий у 2016 році. Вміст хлоридів у 2024 році зменшився на 25,2 % у порівнянні з 2016 роком [109, 113].

За даними джерел [106, 107], чисельність населення знижується. У Олександрівському районі кількість населення зменшилась з 18978 осіб (2016 рік) до 15394 осіб (2021 рік); у Близнюківському районі у 2016 році було 19366 осіб, а у 2021 році – 17094 осіб; у Петропавлівському районі зменшилась з 26973 осіб (2016 рік) до 14976 осіб (2021 рік); у Павлоградському районі було 28026 осіб у 2016 році, а у 2021 році – 26726 осіб; у Юр'ївському районі кількість населення зменшилась з 13422 осіб у 2016 році до 12959 осіб у 2021 році; у Новомосковському районі зменшилась з 74597 осіб (2016 рік) до 69855 осіб (2021 рік).

Згідно з даними регіональної доповіді про стан навколишнього середовища у Дніпропетровській області до річки Самара у 2020 році було скинуто 21421,9 тис. м^3 забруднених зворотних вод з підприємств (ТОВ ДДЗ «Енергоавтоматика», КП «Тернівське житловокомунальне підприємство», КП «Павлоградводоканал», КП «Новомосковськ водоканал»). З них недостатньо очищених – 18475,2 тис. м^3 , а неочищених – 2942,8 тис. м^3 . У Донецькій області до басейну річки скинуто 22,1 млн. м^3 забруднених зворотних вод вугільної промисловості, що складає 55 % від загального обсягу, відповідно до даних регіональної доповіді про стан навколишнього середовища у Донецькій області. Отже, можна зробити припущення, що це є одним із факторів, що сприяють підвищеному вмісту сульфатів, фосфатів і хлоридів у поверхневому водному об'єкті. (таблиці А.28, А.29 та А.30 відповідно).

Проаналізувавши дані таблиць А.1 – А.30 можна зробити висновок, що притоки Десна, Сула, Псел, Ворскла і Самара знаходяться під постійним техногенним впливом та мають тенденцію до стійкого погіршення їх екологічного стану та річки Дніпро.

Для розглянутих приток було розраховано індекси забруднення води за формулою (1.2), індекси якості води за формулою (1.11) та ентропійні індекси якості води за допомогою формул (1.3) – (1.5) за 2024 рік за семи показниками (БСК, розчинений кисень, іони амонію, нітрати та нітроти, сульфати та фосфати). Результати розрахунків відображені у таблицях 3.1 – 3.11 [21].

Таблиця 3.1 – Індexи забруднення поверхневих водних об'єктів
та класи якості води для 2024 року

Назва поверхневого водного об'єкту	Значення I_z	Клас якості води	Якість води
Десна	1,16	III	Помірно забруднена
Сула	1,28	III	Помірно забруднена
Псел	1,03	III	Помірно забруднена
Ворскла	1,10	III	Помірно забруднена
Самара	1,45	III	Помірно забруднена

До третього класу («помірно забруднені») відносяться води, які знаходяться під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем.

Таблиця 3.2 – Розрахунки ентропійного індексу якості води
для річки Десна на пунктах спостереження для 2024 року

Значення	Пост 1	Пост 2	Пост 3	Пост 4	Пост 5	Пост 6
N (загальна сума перевищень нормативу)	6,00	16,00	6,00	6,00	13,00	6,00
$n \cdot \log_2 n$	2,58	4,00	2,58	2,58	3,70	2,58
$\sum n \cdot \log_2 n$	10,00	51,03	10,00	10,00	35,16	10,00
I (геоекологічна синтропія)	1,67	3,19	1,67	1,67	2,70	1,67
H (ентальпія)	0,92	0,81	0,92	0,92	1,00	0,92
G (ентропійний індекс якості води)	0,55	0,25	0,55	0,55	0,37	0,55
G _{середнє}	0,47					

Таблиця 3.3– Розрахунки ентропійного індексу якості води
для річки Сула на пунктах спостереження для 2024 року

Значення	Пост 1	Пост 2	Пост 3	Пост 4
N (загальна сума перевищень нормативу)	5,00	4,00	5,00	9,00
$n \cdot \log_2 n$	2,32	2,00	2,32	3,17
$\sum n \cdot \log_2 n$	4,00	4,00	8,00	14,75
I (геоекологічна синтропія)	0,80	1,00	1,60	1,64
H (ентальпія)	1,52	1,00	0,72	1,53
G (ентропійний індекс якості води)	1,90	1,00	0,45	0,93
G _{середнє}	1,07			

Таблиця 3.4 – Розрахунки ентропійного індексу якості води
для річки Псел на пунктах спостереження для 2024 року

Значення	Пост 1	Пост 2	Пост 3	Пост 4	Пост 5	Пост 6
N (загальна сума перевищень нормативу)	5,00	7,00	8,00	5,00	5,00	10,00
$n \cdot \log_2 n$	2,32	2,81	3,00	2,32	2,32	3,32
$\sum n \cdot \log_2 n$	8,00	11,61	10,00	4,75	4,75	16,00
I (геоекологічна синтропія)	1,60	1,66	1,25	0,95	0,95	1,60
H (ентальпія)	0,72	1,15	1,75	1,37	1,37	1,72
G (ентропійний індекс якості води)	0,45	0,69	1,40	1,44	1,44	1,08
G _{середнє}	1,08					

Таблиця 3.5 – Розрахунки ентропійного індексу якості води
для річки Ворскла на пунктах спостереження для 2024 року

Значення	Пост 1	Пост 2	Пост 3	Пост 4
N (загальна сума перевищень нормативу)	7,00	8,00	7,00	11,00
$n \cdot \log_2 n$	2,81	3,00	2,81	3,46
$\sum n \cdot \log_2 n$	8,00	8,00	6,75	16,26
I (геоекологічна синтропія)	1,14	1,00	0,96	1,48
H (ентальпія)	1,66	2,00	1,84	1,98
G (ентропійний індекс якості води)	1,45	2,00	1,91	1,34
$G_{\text{середнє}}$	1,68			

Таблиця 3.6 – Розрахунки ентропійного індексу якості води
для річки Самара на пунктах спостереження для 2024 року

Значення	Пост 1	Пост 2	Пост 3
N (загальна сума перевищень нормативу)	8,00	10,00	10,00
$n \cdot \log_2 n$	3,00	3,32	3,32
$\sum n \cdot \log_2 n$	8,00	14,26	10,00
I (геоекологічна синтропія)	1,00	1,43	1,00
H (ентальпія)	2,00	1,90	2,32
G (ентропійний індекс якості води)	2,00	1,33	2,32
$G_{\text{середнє}}$	1,88		

Результати дослідження свідчать, що основними забруднювачами води поверхневих водних об'єктів є іони амонію та нітрати, у річці Самара також сульфати та хлориди. Вони можуть негативно впливати на здоров'я людини внаслідок канцерогенної та мутагенної дії, а також інтенсифікувати евтрофікацію водних об'єктів. Отримані результати досліджень вказують, що найбільші значення ентропійного індексу якості води річки Сула – пост 1 (1,90); річки Десна – пости 1, 3, 4, 6 (0,55); річки Псел – пости 4, 5 (1,44); річки Ворскла – пост 2 (2,00); річки Самара – пост 3 (2,32) [21].

Таблиця 3.7 – Результати індексів якості води (WQI)
на ділянках дослідження річки Десна у 2024 році

Пости спостереження	Значення WQI	Якість води
Пост 1	68,31	Низька
Пост 2	60,06	Низька
Пост 3	62,46	Низька
Пост 4	59,58	Низька
Пост 5	77,06	Дуже низька
Пост 6	74,56	Дуже низька
Середнє значення у річці	67,00	Низька

Таблиця 3.8 – Результати індексів якості води (WQI)
на ділянках дослідження річки Сула у 2024 році

Пости спостереження	Значення WQI	Якість води
Пост 1	40,61	Добра
Пост 2	47,57	Добра
Пост 3	69,17	Низька
Пост 4	75,71	Дуже низька
Середнє значення у річці	58,26	Низька

Таблиця 3.9 – Результати індексів якості води (WQI)
на ділянках дослідження річки Псел у 2024 році

Пости спостереження	Значення WQI	Якість води
Пост 1	41,47	Добра
Пост 2	41,51	Добра
Пост 3	58,20	Низька
Пост 4	53,78	Низька
Пост 5	54,92	Низька
Пост 6	62,89	Низька
Середнє значення у річці	52,13	Низька

Таблиця 3.10 – Результати індексів якості води (WQI)
на ділянках дослідження річки Ворскла у 2024 році

Пости спостереження	Значення WQI	Якість води
Пост 1	45,57	Добра
Пост 2	57,47	Низька
Пост 3	70,55	Низька
Пост 4	88,19	Дуже низька
Середнє значення у річці	65,44	Низька

Таблиця 3.11 – Результати індексів якості води (WQI)
на ділянках дослідження річки Самара у 2024 році

Пости спостереження	Значення WQI	Якість води
Пост 1	66,32	Низька
Пост 2	67,83	Низька
Пост 3	88,68	Дуже низька
Середнє значення у річці	74,28	Дуже низька

Результати досліджень, які представлені в таблицях 3.7 – 3.11 показали, що в цілому якість досліджуваних річок, які входять до басейну Дніпра, за показником WQI, низька, що свідчить про те, що воду можна використовувати після первинної обробки з подальшим знезаражуванням. У річці Десна на постах 5 та 6, у річці Сула на посту 4, у річці Ворскла на посту 4 та у річці Самара на посту 3 якість води дуже низька, тобто її можна використовувати після первинної та вторинної обробки. У річках Сула (пости 1, 2), Псел (пости 1, 2) та Ворскла (пост 1) мають добру якість води, тобто її можна використовувати після знезараження [21].

3.2 Дослідження впливу лівих приток Дніпра на його екологічний стан

Для дослідження впливу якості води лівих приток Дніпра на зміну його екологічного стану за середньорічними показниками (хлориди, сульфати, нітрати та іони амонію) за 2016 – 2024 роки було розраховано різницю між концентраціями забруднюючих речовин у притоках у постах спостереження, що розташовані найближче до Дніпра та у річці Дніпро на постах спостереження, які розташовані нижче гирла приток (рисунок 3.6). Отримані дані представлено на рисунках 3.7 – 3.11. Значення різниці зі знаком «+» свідчить, що відбувається забруднення річки Дніпро, знак «–», що відбувається процес самоочищення [114].

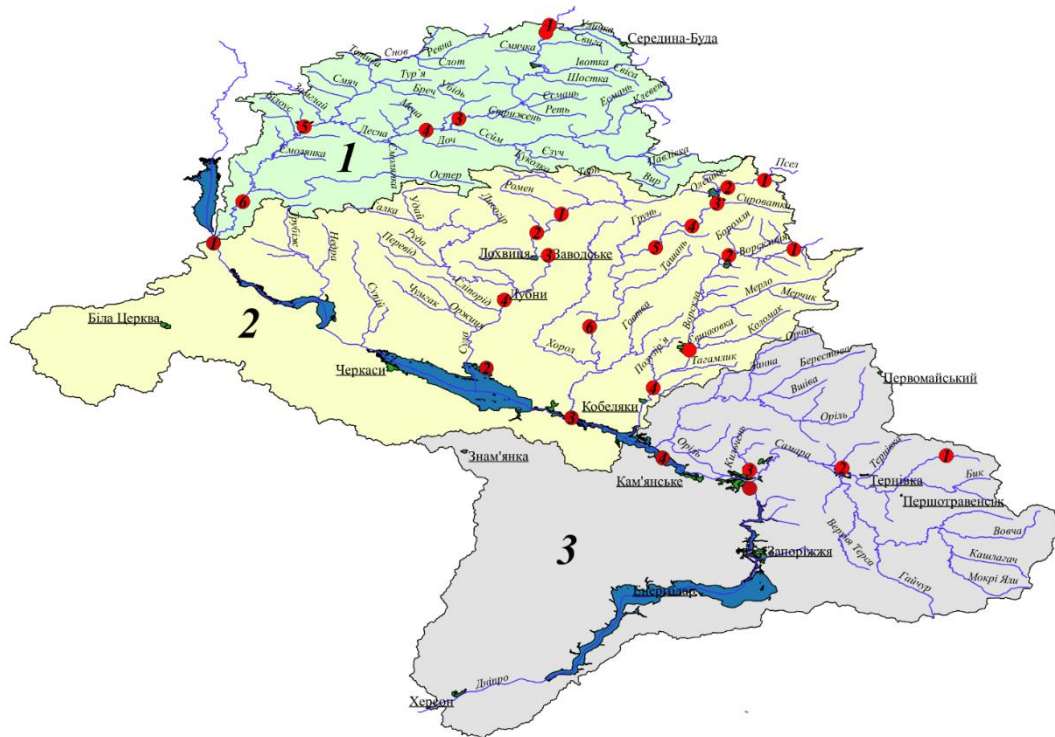


Рисунок 3.6 – Схематичне розміщення постів спостереження
(1 – суббасейн річки Десна, 2 – суббасейн Середнього Дніпра,
3 – суббасейн Нижнього Дніпра)

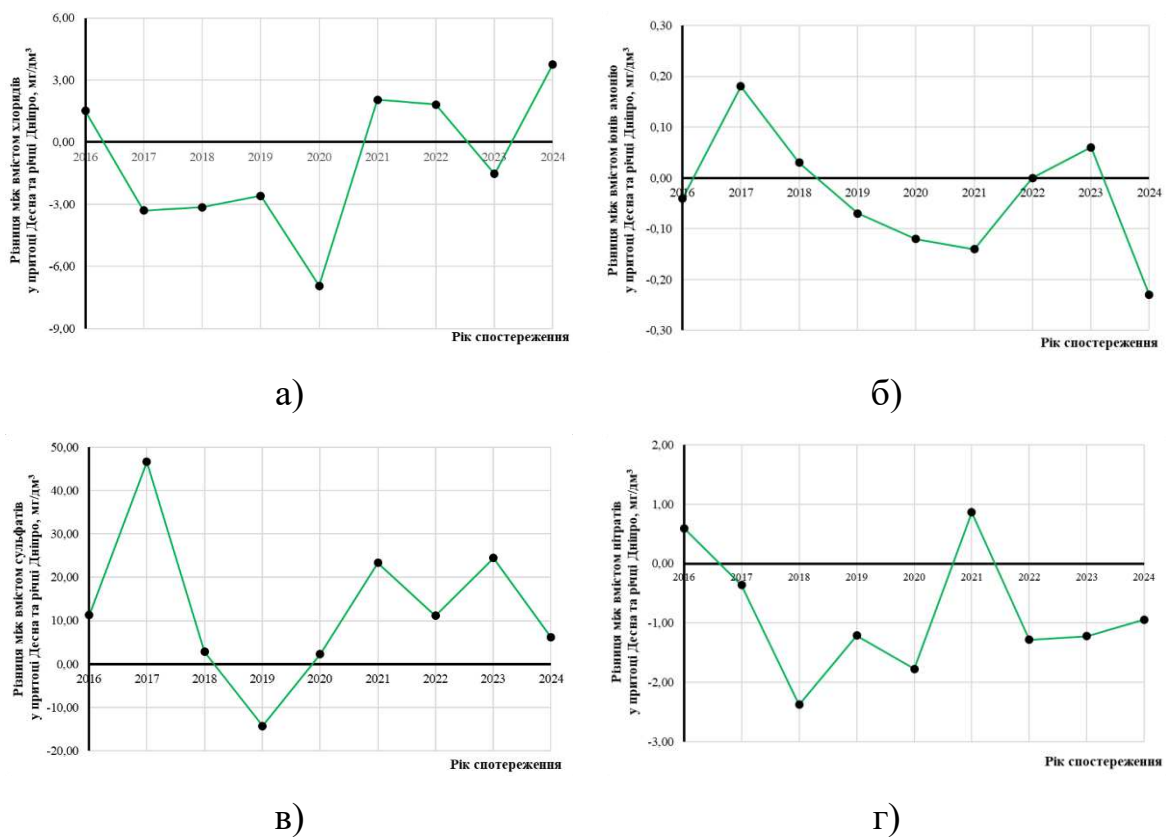
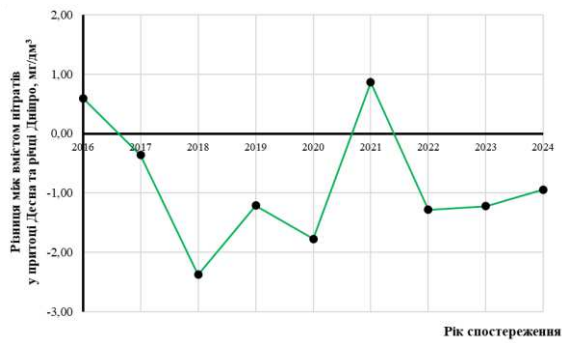
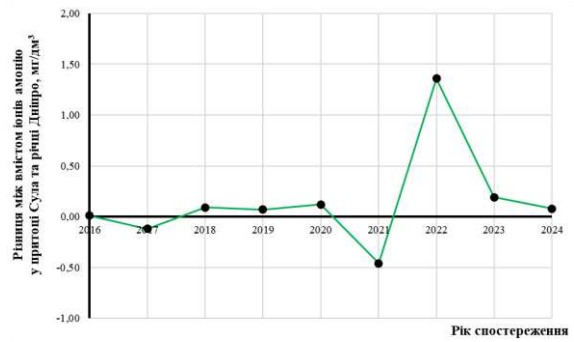


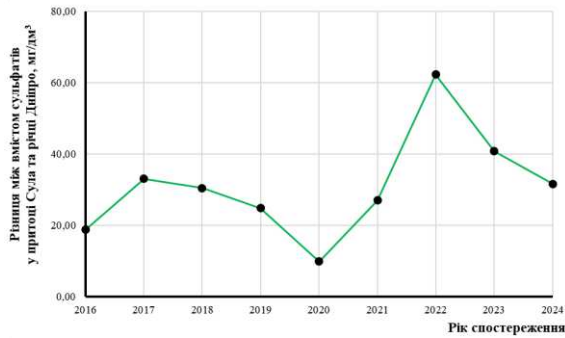
Рисунок 3.7 – Різниця між середньорічним вмістом хлоридів (а), іонів амонію (б), сульфатів (в) та нітратів (г) у притоці Десна та річці Дніпро (2016–2024 рр.)



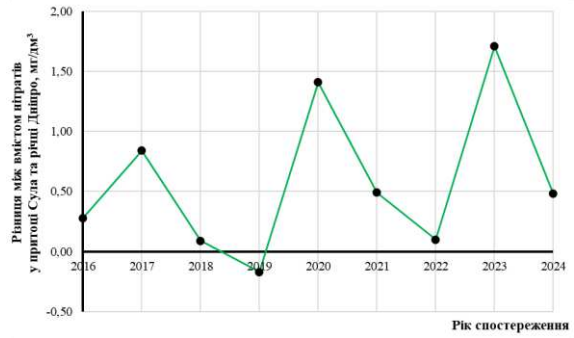
а)



б)

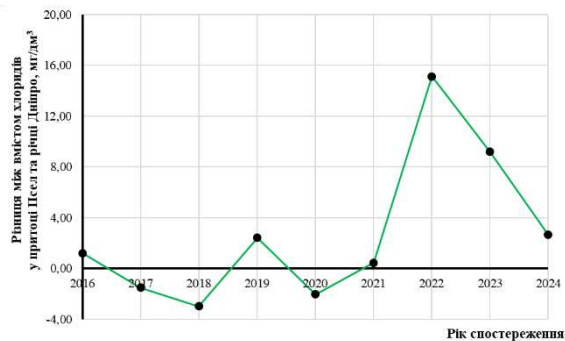


в)

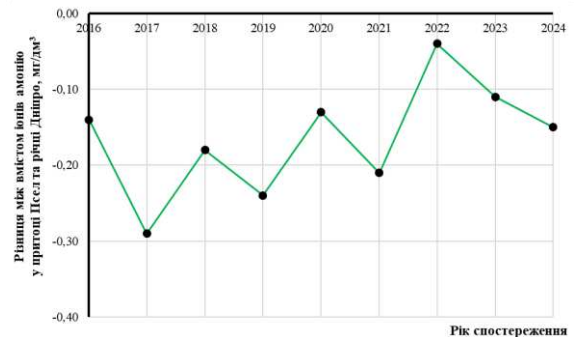


г)

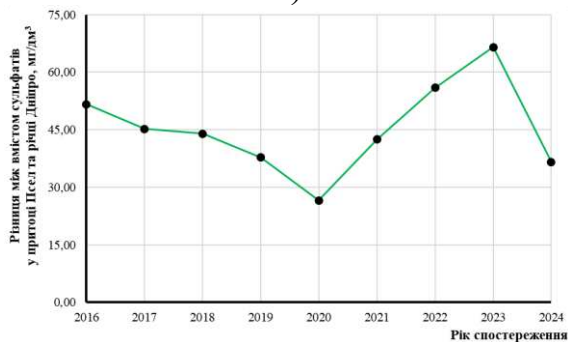
Рисунок 3.8 – Різниця між середньорічним вмістом хлоридів (а), іонів амонію (б), сульфатів (в) та нітратів (г) у притоці Сула та річці Дніпро (2016–2024 рр.)



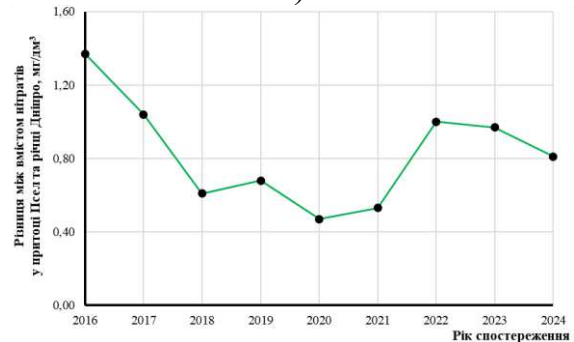
а)



б)

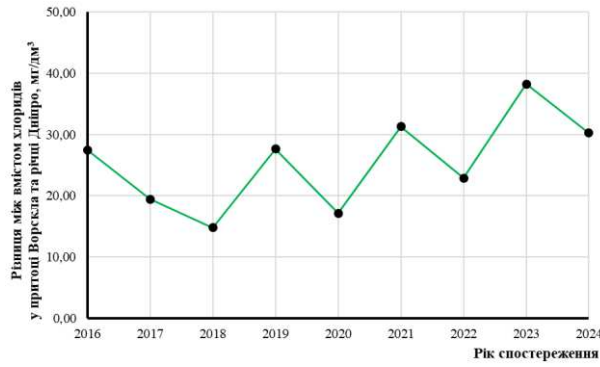


в)

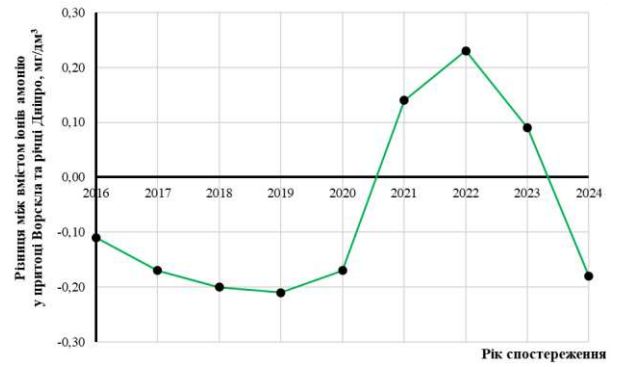


г)

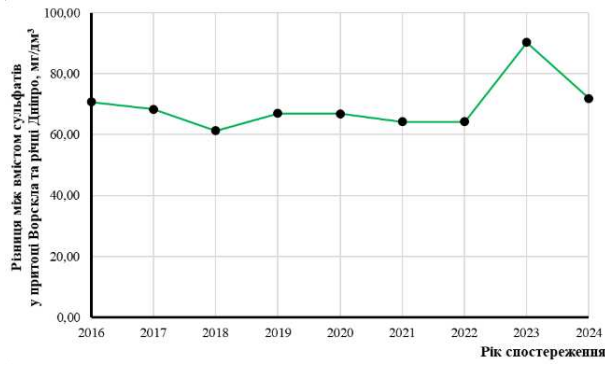
Рисунок 3.9– Різниця між середньорічним вмістом хлоридів (а), іонів амонію (б), сульфатів (в) та нітратів (г) у притоці Псел та річці Дніпро (2016–2024 рр.)



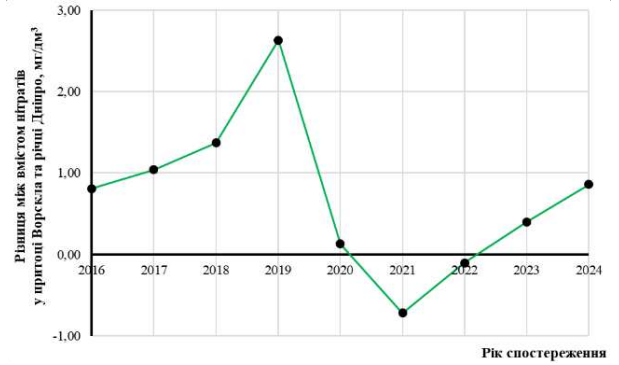
а)



б)

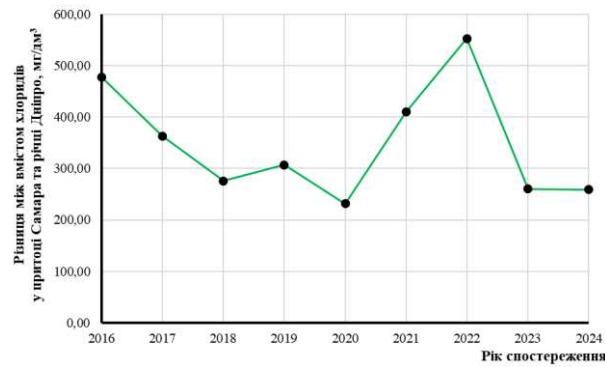


в)

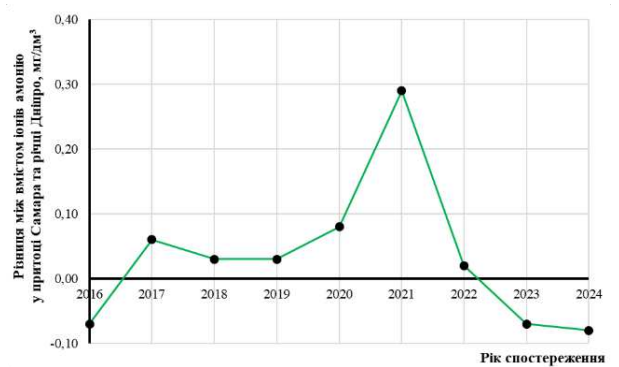


г)

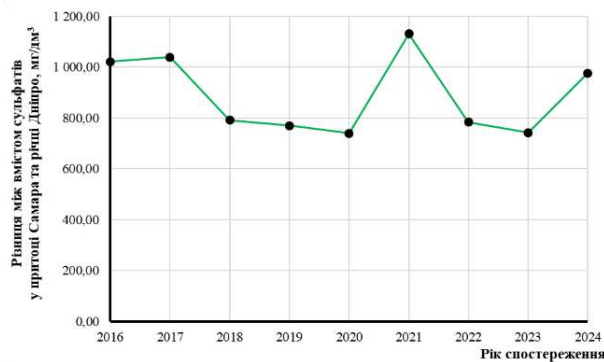
Рисунок 3.10 – Різниця між середньорічним вмістом хлоридів (а), іонів амонію (б), сульфатів (в) та нітратів (г) у притоці Ворскла та річці Дніпро (2016 – 2024 рр.)



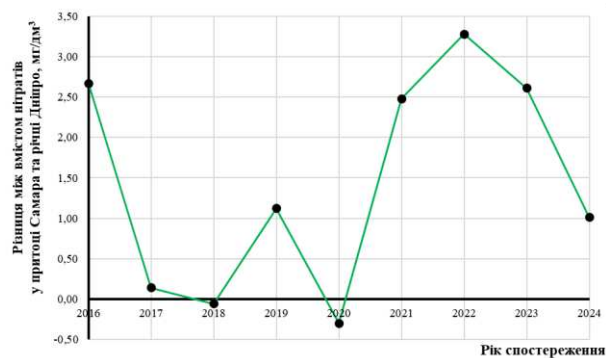
а)



б)



в)



г)

Рисунок 3.11 – Різниця між середньорічним вмістом хлоридів (а), іонів амонію (б), сульфатів (в) та нітратів (г) у притоці Самара та річці Дніпро (2016 – 2024 рр.)

Проаналізувавши рисунки графіків 3.7 – 3.11 можна зробити висновок, що за показниками хлориди, сульфати та нітрати вплив приток Десна, Сула, Псел, Ворскла та Самара на екологічний стан річки Дніпро спостерігається протягом 2016 – 2024 років. Наявність хлоридів у поверхневих водних об'єктах обумовлено їх використанням у комунальному господарстві, наприклад, під час дезінфекції води та знищення бактерій. Під час підготовки води для питного споживання населення використовують газоподібний хлор. Це може слугувати однією з причин наявності хлоридів у водах приток і як наслідок забруднення вод Дніпра. Сульфати потрапляють до поверхневих водних об'єктів внаслідок скидання промислових та побутових неочищених або недостатньо очищених стічних вод. Тенденція забруднення хлоридами та сульфатами зберігається з року в рік, однак рівень цього забруднення може варіюватися залежно від обсягів скидання стічних вод підприємствами та концентрації забруднюючих речовин у цих водах перед їх потраплянням до поверхневих водойм [114]. Наприклад, згідно з даними регіональних доповідей про стан навколишнього середовища у Полтавській області, до річки Сула у 2021 році було скинуто 0,926 млн. м³, у 2022 році – 0,889 млн. м³, у 2023 році – 0,872 млн. м³ забруднених зворотних вод. Даний чинник може впливати на результати розрахунків, оскільки відповідно до графіків спостерігаються різні значення. Отримані результати показали, що

вміст сульфатів у річці Десна впливають на екологічний стан річки Дніпро протягом років, лише у 2022 році спостерігається процес самоочищення; інтенсивне забруднення хлоридами відбувалось у 2018 – 2019 та 2021 – 2022 роках. В інші роки спостерігається процес самоочищення. За показниками іонів амонію спостерігається зменшення їх вмісту, проте вміст нітратів, навпаки, збільшується, то може бути свідченням того, що протікає процес нітрифікації, тобто відбувається процес окиснення іонів амонію до нітратів згідно з рівнянням (3.1). Вплив річки Сула, Ворскла (з 2017 до 2023 року) та Самара за показниками іони амонію та нітрата спостерігається протягом років. Це може бути зумовлене надмірним використанням азотних та мінеральних добрив у сільському господарстві.

Для визначення впливу притоки на якість води основної річки використаємо формулу (3.4), яка дозволяє оцінити зміну концентрації забрудненої речовини в основній річці після впадання у неї притоки:

$$C_j = \frac{C_{\text{іпр}} \cdot Q_{\text{пр}} + C_{\text{ід}} \cdot Q_{\text{д}}}{Q_{\text{пр}} + Q_{\text{д}}}, \quad (3.4)$$

де $C_{\text{іпр}}$ – середньорічна концентрація і-ої забруднюючої речовини у притоці, мг/дм³; $Q_{\text{пр}}$ – середньорічна витрата води притоки, м³/с; $C_{\text{ід}}$ – середньорічна концентрація і-ої забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм³; $Q_{\text{д}}$ – середньорічна витрата води у річці Дніпро поблизу гирла притоки, м³/с.

Середньорічна витрата води у притоці Десна поблизу гирла становить $Q_{\text{пр}} = 361$ м³/с, а у річці Дніпро – $Q_{\text{д}} = 1391$ м³/с. Отримані результати впливу притоки Десна на річку Дніпро представлені у таблиці 3.1 [114].

Таблиця 3.1 – Вплив притоки Десна на якість води річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у Дніпрі, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у р. Дніпро, %
1	Іони амонію	0,01	1,1
2	Нітрати	0,19	2,7
3	Сульфати	5,86	4,2
4	Хлориди	0,30	1,9

Середньорічна витрата води у притоці Сула поблизу гирла становить $Q_{\text{пр}} = 31,9 \text{ м}^3/\text{с}$, а у річці Дніпро – $Q_{\text{д}} = 1670 \text{ м}^3/\text{с}$. Отримані результати впливу притоки Сула на річку Дніпро представлені у таблиці 3.2 [114].

Таблиця 3.2 – Вплив притоки Сула на якість води річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %
1	Іони амонію	0,16	17,1
2	Нітрати	0,05	14,1
3	Сульфати	4,21	14,8
4	Хлориди	3,13	13,8

Середньорічна витрата води у Псел поблизу гирла становить $Q_{\text{пр}} = 22,4 \text{ м}^3/\text{с}$, а у Дніпрі – $Q_{\text{д}} = 1670 \text{ м}^3/\text{с}$. Отримані результати впливу притоки Псел на річку Дніпро представлені у таблиці 3.3 [114].

Таблиця 3.3 – Вплив притоки Псел на якість води річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %
1	Іони амонію	0,11	17,0
2	Нітрати	0,12	15,8
3	Сульфати	4,32	14,8
4	Хлориди	3,15	16,5

Середньорічна витрата води у притоці Ворскла поблизу гирла становить $Q_{\text{пр}} = 36 \text{ м}^3/\text{с}$, а у річці Дніпро – $Q_{\text{д}} = 1670 \text{ м}^3/\text{с}$. Отримані результати впливу притоки Ворскла на річку Дніпро представлені у таблиці 3.4 [114].

Таблиця 3.4 – Вплив притоки Ворскла на якість води річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм^3	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %
1	Іони амонію	0,06	15,6
2	Нітрати	0,36	16,8
3	Сульфати	4,30	12,4
4	Хлориди	3,11	13,4

Середньорічна витрата води у притоці Самара поблизу гирла становить $Q_{\text{пр}} = 37,5 \text{ м}^3/\text{с}$, а у річці Дніпро – $Q_{\text{д}} = 1670 \text{ м}^3/\text{с}$. Отримані результати впливу Самари на річку Дніпро представлені у таблиці 3.5 [114].

Таблиця 3.5 – Вплив притоки Самара на якість води річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм^3	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %
1	Іони амонію	0,01	0,6
2	Нітрати	0,07	2,7
3	Сульфати	24,47	37,3
4	Хлориди	8,95	27,4

Таким чином, відповідно до отриманих даних за показникам іони амонію, нітрати, сульфати та хлориди спостерігається вплив досліджуваних приток на екологічний стан головної водної артерії.

Висновки до розділу 3

1. Для річок Десна, Сула, Псел, Ворскла та Самара було розраховано індекси забруднення води (I_3), індекси якості води (WQI) та ентропійні індекси

якості води (G). Для річки Десна I_3 становить 1,16; для річки Сула I_3 становить 1,28; для річки Псел I_3 становить 1,03; для річки Ворскла I_3 становить 1,10; для річки Самара I_3 – 1,45. Отримані дані свідчать, що якість води приток відповідає III класу (відповідно, «помірно забруднені»), тобто вони знаходяться під значним техногенним впливом, мають тенденцію до стійкого погіршення екологічного стану поверхневих водних об'єктів.

2. Отримані значення ентропійних індексів якості води для річок свідчать, що основними забруднювачами є нітрати та іони амонію. Найбільше значення ентропійного індексу якості води для річки Десна виявлено на постах 1, 3, 4 та 6, становить 0,55, проте в цілому у структурі водної системи переважає порядок. Найбільше значення ентропійного індексу якості води для річки Сула виявлено на посту 1 (1,90); для річки Псел – на постах 4 та 5, становить 1,44; для річки Ворскла – на посту 2 (2,00); для річки Самара – для поста 3 (2,32). У структурі водних систем переважає хаос.

3. Результати розрахунків WQI для річки Десна вказують на те, що якість води низька, її можна використовувати після первинної обробки з подальшим знезаражуванням, проте на постах 4 та 5, у річці Сула на посту 4, у річці Ворскла (пост 4) та у річці Самара (пост 3) якість води дуже низька, тобто її можна використовувати після первинної та вторинної обробки. У річках Сула (пости 1, 2), Псел (пости 1, 2) та Ворскла (пост 1) мають добру якість води, тобто її можна використовувати після знезараження. У річках Десна, Сула, Псел та Ворскла якість води низька, що свідчить про те, що воду можна використовувати після первинної обробки з подальшим знезаражуванням.

4. Досліджено вплив лівих приток на екологічний стан Дніпра. Отримані результати показали, що вміст сульфатів та хлоридів, нітратів та іонів амонію у річці Десна, Сула, Псел, Ворскла та Самара впливають на екологічний стан річки Дніпро протягом років. У річці Десна лише у 2022 році для сульфатів спостерігається процес розбавлення. Інтенсивне забруднення хлоридами відбувалось у 2016, 2018–2019 та 2024 роках. У річці Сула спостерігається інтенсивне забруднення сульфатами, хлоридами та нітратами. Лише для

2022 року для нітратів спостерігається процес розбавлення. У річці Псел для іонів амонію протягом досліджуваних років спостерігається процес розбавлення, а тенденція забруднення хлоридами, сульфатами та нітратами зберігається. У річках Ворскла та Самара спостерігається постійне забруднення сульфатами та хлоридами. У річці Ворскла для іонів амонію з 2018 до 2024 року для нітратів спостерігається процес розбавлення. У річці Самара процес розбавлення спостерігається у 2017–2019 роках для іонів амонію та у 2023 році – для нітратів. Таким чином, виявлено, що через поверхневий стік відбувається додаткове забруднення хлоридами, сульфатами та нітратами, що призводить до зміни хімічного складу води головної водної артерії. Збільшення забруднення річки Дніпро хлоридами внаслідок впливу лівої притоки Десна становить 1,9 %, а сульфатами – 4,2 %; внаслідок впливу притоки Сула забруднення хлоридами становить 13,8 %, а сульфатами – 14,8 %; збільшення забруднення основної річки хлоридами внаслідок впливу притоки Псел становить 16,5 %, а сульфатами – 14,8 %; збільшення забруднення річки Дніпро сульфатами внаслідок впливу притоки Ворскла становить 12,4 %, а хлоридами – 13,4 %; збільшення забруднення Дніпра сульфатами внаслідок впливу притоки Самара становить 37,3 %, а хлоридами – 27,4 %. Отримані дані підтверджують важливість дослідження впливу приток на якість води основної річки.

РОЗДІЛ 4

ВПЛИВ ЛІВИХ ПРИТОК ДНІПРА НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В УМОВАХ БАСЕЙНОВОГО ПРИНЦИПУ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ

4.1 Взаємодія поверхневих і підземних вод

Підземні води переважно використовуються для господарсько-питного водопостачання, сільського господарства та для виробничо-технічних цілей. Питна вода є надзвичайно важливою для здоров'я людини і відіграє ключову роль у багатьох фізіологічних процесах. Наприклад, вона є важливою для підтримки водно-сольового балансу організму, розчинення та видалення токсинів, сприяє розповсюдженню поживних речовин тощо. Відповідно до статті 1 Водного кодексу України [11] поверхневі води – це води водних об'єктів, які знаходяться на земній поверхні, а підземні води – це води, які розташовані нижче рівня земної поверхні. Згідно з даними Національного звіту про якість питної води та стан постачання питної води в Україні [115] станом на 2020 рік близько 70 % жителів країни мали доступ до централізованого водопостачання. Запаси підземних та поверхневих вод, що є придатними для питного водопостачання, нерівномірно розподілені територією країни і у світі в цілому [116]. Відповідно до даних [117] станом на 2021 рік 65% підземних водних ресурсів зосереджено у північній та північно-західній частинах держави (Дніпровсько-Донецький та Волино-Подільський артезіанські басейни), південна частина України, навпаки, має обмежені ресурси підземних вод. Україна вже є вододефіцитною країною. Згідно з даними [117] загальні відновні водні ресурси України становлять $175,3 \text{ км}^3$ на рік, з яких 97 % формується за рахунок поверхневого річкового стоку і лише 3 % (5 км^3) за рахунок підземних вод.

В умовах тісного взаємозв'язку окремих компонентів навколишнього середовища особливо важливе значення має створення комплексного моніторингу, що охоплює поверхневі води та підземні води. Складовою

частиною такого моніторингу мають бути природоохоронні заходи в промисловості та сільському господарстві, включно зі стаціонарними спостереженнями на можливих осередках забруднення водних об'єктів.

Фізико-хімічний склад підземних вод залежить, з одного боку, від складу геологічних порід, а з іншого – від складу вод, що просочуються в них з поверхні землі. На склад ґрунтових вод впливають води, що просочуються з поверхні землі, інфільтраційні води річок та озер, артезіанські, склад геологічних порід, у яких вони залягають. Склад артезіанських вод зумовлений породами, що їх оточують.

Бактеріальне забруднення підземних вод буває різним. Бактеріальне забруднення не проникає глибше, ніж на 30 – 40 см від поверхні землі. Хімічні речовини проникають углиб ґрунту на ще більшу глибину. У міру свого просування з інфільтраційними водами, вони швидко змінюються. Уже на відстані 0,5 м від поверхні землі окислюються всі легкорозчинні органічні речовини.

У ХХ столітті в Каліфорнії дослідження показали, що величина БСК не збільшується понад 5 мг/л на глибині 30,5 см, навіть за умови, що її початкова концентрація на поверхні землі була близько 100 мг/л. Повністю зникли фосфати. На глибині 2 м відбулося зменшення катіона калію на 50%. На глибині 4 м відбулося різке збільшення сульфатів, бікарбонатів і нітратів. Концентрація хлоридів, катіонів кальцію, магнію і натрію абсолютно не змінилася. Хімічне забруднення вздовж течії поширюється з ґрунтовими водами значно довше за бактеріальне.

Повна або часткова відновлюваність підземних вод пов'язана з постійним або періодичним сучасним живленням підземних вод, яка обумовлена тісним зв'язком із поверхневими та атмосферними водами.

Взаємодія між поверхневими та підземними водами полягає у тому, що відбувається живлення поверхневих водотоків за рахунок підземних вод, чи зміна рівня підземних вод за рахунок втрати річкових вод.

4.2 Математична модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів з урахуванням впливу вищерозташованих приток

Під час проведення аналізу якості води приток у розділі 3 наштовхнулись на припущення щодо існування впливу географічно вищерозташованих приток на розташовані нижче. Для перевірки було побудовано ізолінії розподілу концентрацій хлоридів та сульфатів, а також проведено пошук кореляційних залежностей між концентраціями речовин лівих приток Дніпра (Десна, Сула, Псел, Ворскла та Самара) у постах спостереження [118].

Для встановлення наявності впливу вищерозташованих приток на розташовані нижче було побудовано ізолінії за допомогою програмного забезпечення для геоінформаційних систем, яке знаходиться у відкритому доступі QGIS (Quantum GIS – <https://www.qgis.org/>) та виявлено скритий градієнту, що обумовлений різницею концентрацій та за допомогою якого підтверджено цей вплив. Оскільки притока Самара географічно розташована у промислово-розвинутому регіоні та є найнижчою з досліджуваних, було прийнято рішення не враховувати її значення під час побудови ізоліній. На рисунка 4.1 – 4.4 зображені карти розподілу концентрацій хлоридів та сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2023 та 2024 роки.

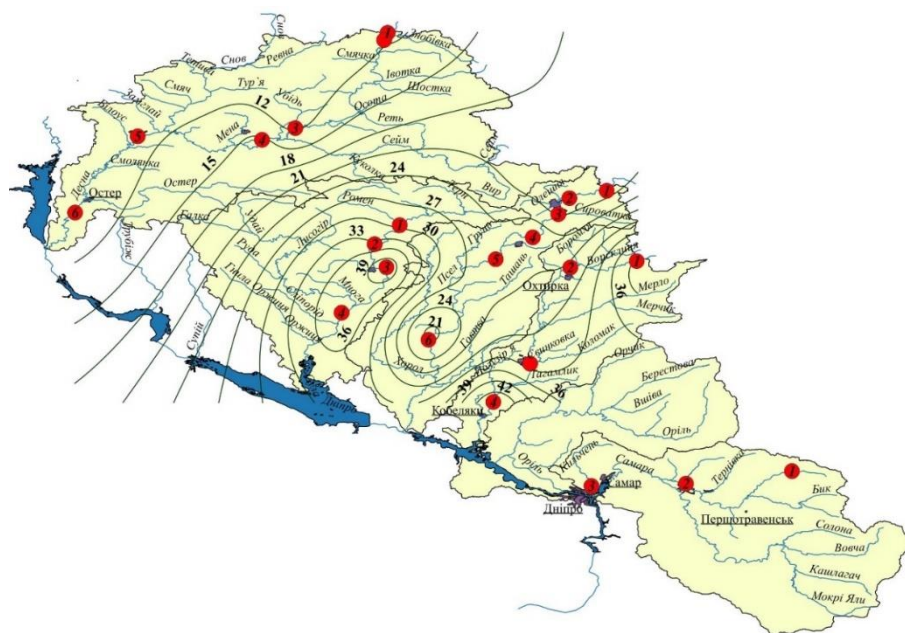


Рисунок 4.1 – Карта розподілу концентрації хлоридів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2023 рік

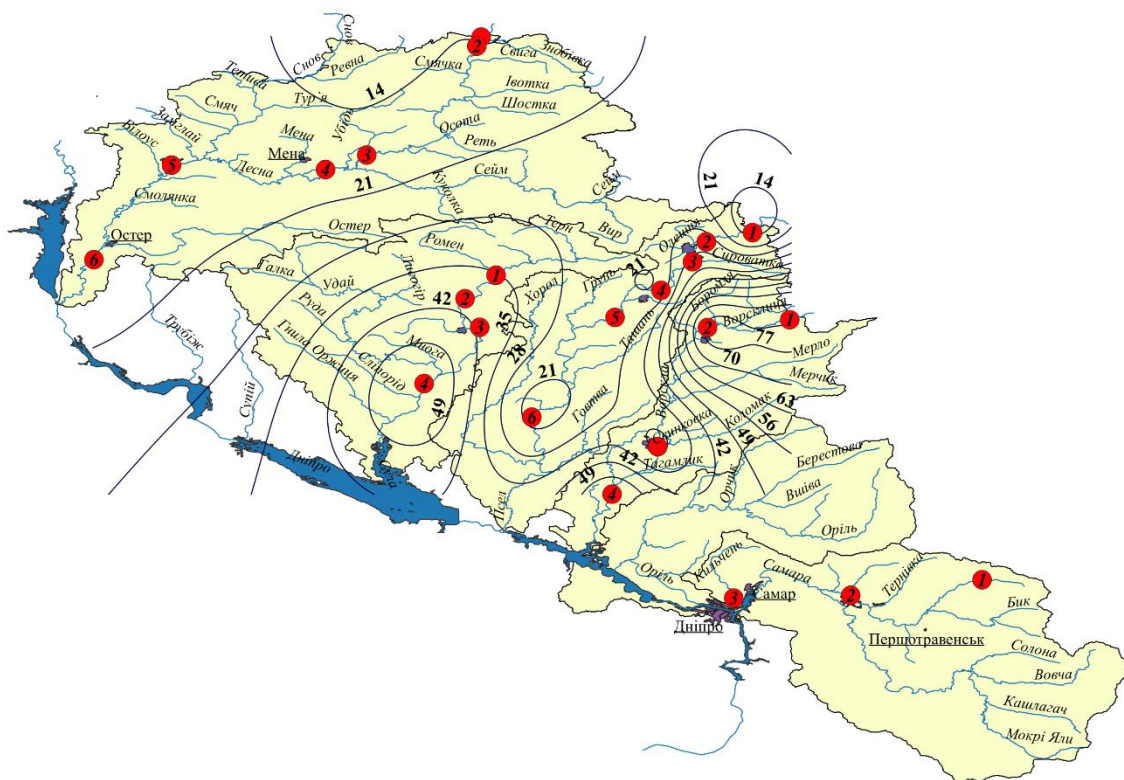


Рисунок 4.2 – Карта розподілу концентрації хлоридів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2024 рік

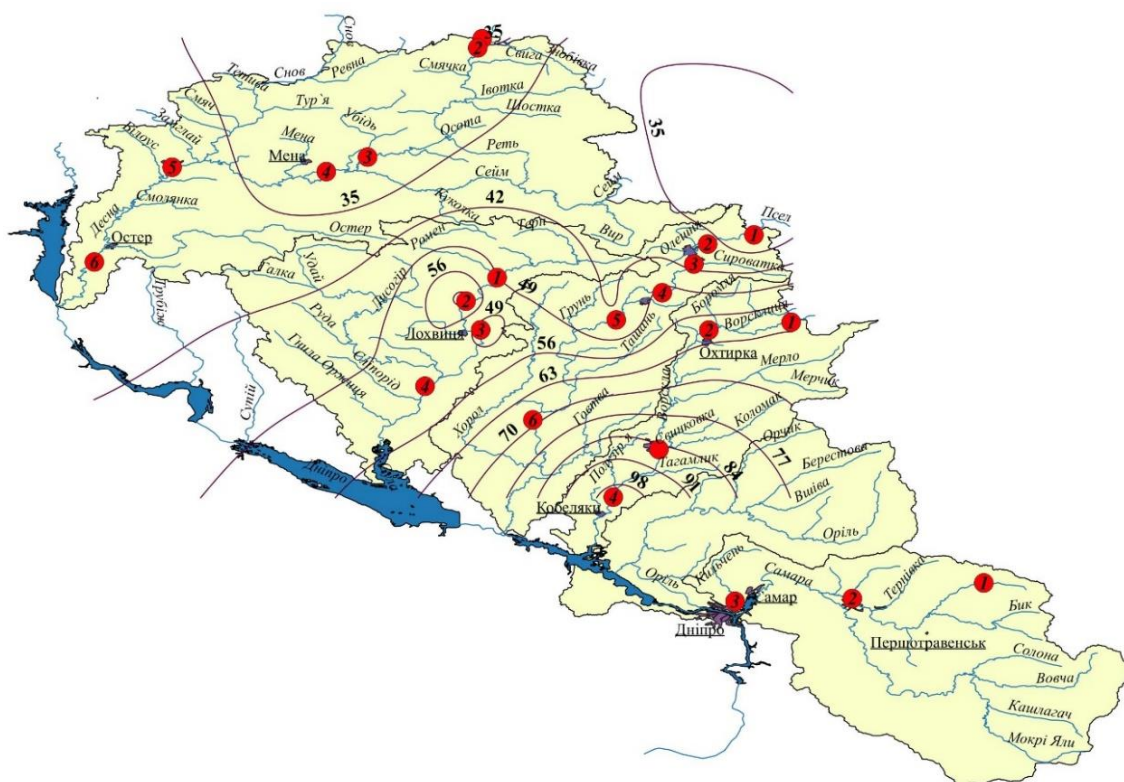


Рисунок 4.3 – Карта розподілу концентрації сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2023 рік

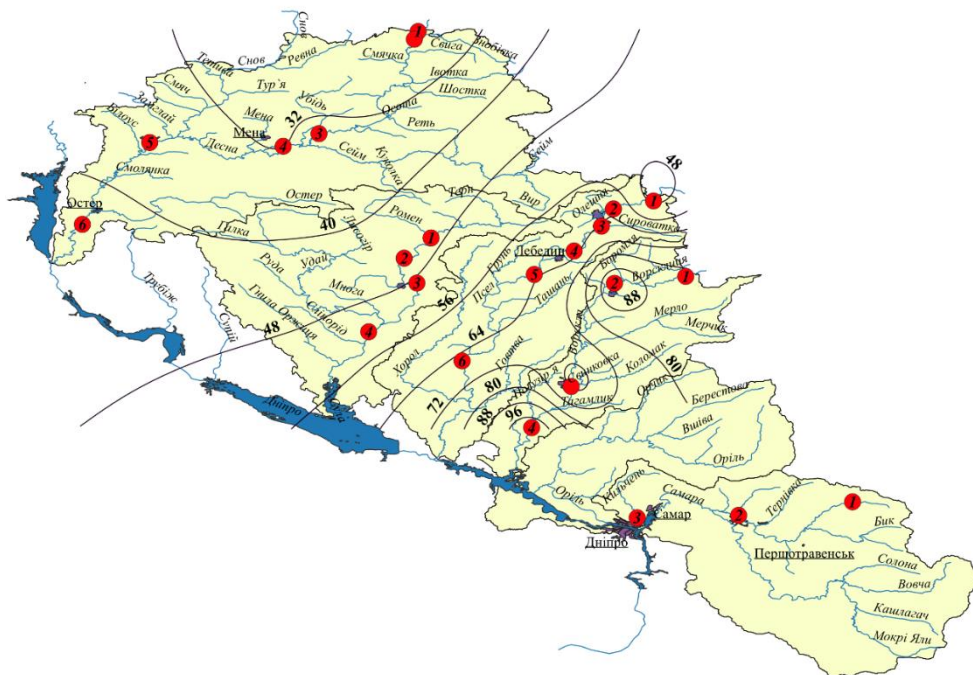


Рисунок 4.4 – Карта розподілу концентрації сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2024 рік

Для років 2016 – 2022 карти представлені у додатку Б на рисунка Б.1 – Б.14 [118, 119].

На рисунку 4.5 зображені точки з максимальною концентрацією хлоридів у період з 2016 року до 2024 року.



Рисунок 4.5 – Максимальні концентрації хлоридів у період з 2016 до 2024 року

На рисунку Б.1 у 2016 році спостерігається зростання концентрації хлоридів від вищерозташованої притоки Десна до притоки Ворскла. Спостерігаємо дві зони із максимальними концентраціями. Точка (35,481; 50,439), у якій спостерігається максимальна концентрація хлоридів 48 мг/дм³, розташована у смт Велика Писарівка Сумської області. Якщо встановити умовну перпендикулярну лінію від ізолінії з найменшою концентрацією, яка побудована через пост 4 річки Псел до ізолінії з найбільшою, яка перетинає на карті пост 2 річки Ворскла, то побачимо, що відбувається збільшення концентрації хлоридів від вищерозташованої річки Псел до розташованої нижче річки Ворскла. Для розрахунку градієнта застосуємо формули (4.1) – (4.3).

Градієнт концентрації визначається за допомогою оператора del (оператора градієнта):

$$\vec{\nabla} \cdot C = \text{grad}C = \vec{i} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + \vec{j} \cdot \frac{\partial C}{\partial y} + \vec{k} \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \quad (4.1)$$

А напрямок

$$\mu = \text{arctg} \left(\frac{\partial C / \partial y}{\partial C / \partial x} \right) \quad (4.2)$$

Оцінити градієнт можна розрахувавши зміну концентрацій речовини ΔC , мг/дм³ на одиницю відстані Δl , м.

$$\text{grad}C = \frac{\Delta C}{\Delta l}. \quad (4.3)$$

Зона із найщільнішим розташуванням ізоліній концентрацій розташована від поста 3 річки Сула до поста 2 річки Ворскла. Відстань між постами становить 51105,27 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 24$ мг/дм³. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої за формулою (4.3) $\text{grad}C = 4,7 \cdot 10^{-7}$ кг/м⁴. Концентрація хлоридів у напрямку від поста 3 річки Псел

до поста 2 річки Ворскла зростає. Друга точка, у якій максимальна концентрація хлоридів 48 мг/дм^3 , розташована у м. Лубни Полтавської області. Від поста 3 річки Десна, до поста 4 річки Сула (м. Лубни Полтавської області) відстань становить $177451,33 \text{ м}$, різниця концентрацій – $\Delta C = 32 \text{ мг/дм}^3$. Величина градієнту від вищерозташованої притоки Десна до нижчерозташованої Сула $\text{grad}C = 1,8 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, підтверджує, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 3 річки Десна до поста 4 річки Сула зростає. На основі побудованих ізоліній простежується збільшення концентрації хлоридів у річці Дніпро за течією головної водної артерії.

На рисунку Б.2 у 2017 році інтенсивність зміни концентрацій хлоридів між притоками Псел і Ворскла зберігається, подібно до 2016 року. У порівнянні з 2016 роком, у якому точка $(33,014; 50,007)$ з максимальною концентрацією хлоридів 48 мг/дм^3 змістилась від м. Лубни до точки $(33,387; 50,387)$ у м. Заводське Полтавської області, максимальна концентрація у 2017 році – 60 мг/дм^3 . Відстань, на яку перемістилась точка становить $41243,56 \text{ м}$. Величина градієнту, яку розраховано за формулою (4.3) $\text{grad}C = 2,91 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$ вказує на те, що концентрація хлоридів у 2017 році збільшилась у порівнянні з 2016 роком, а напрямок розрахований за формулою (4.2) $\mu = 58,37^\circ$ вказує на зміщення точки на північний схід. Друга точка максимальної концентрації розташована у м. Кобеляки Полтавської області. Від поста 6 річки Псел, до поста 4 річки Ворскла (м. Кобеляки) відстань становить $84507,34 \text{ м}$, різниця концентрацій – 30 мг/дм^3 . Величину градієнту від вищерозташованої притоки Псел до нижчерозташованої Ворскла розраховано за формулою (4.3) $\text{grad}C = 3,55 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Концентрація хлоридів у напрямку від поста 6 річки Псел до поста 4 річки Ворскла зростає. За формулою (4.2) напрям градієнту $\mu = 305,03^\circ$ спрямований на південний схід. Побудовані ізолінії показують, що відбувається зростання концентрації хлоридів від вищерозташованої притоки Десна до притоки Ворскла та збільшення концентрації хлоридів у річці Дніпро вздовж течії річки.

На рисунку Б.3 у 2018 році як і у попередніх роках спостерігається зростання концентрації хлоридів від вищерозташованої притоки Десна до притоки Ворскла. Точка (33,389; 50,387), у якій максимальна концентрація хлоридів 60 мг/дм^3 у порівнянні з 2017 змістилась до точки (33,283; 50,354) м. Лохвиця Полтавської області, максимальна концентрація становить 52 мг/дм^3 . Відстань, на яку перемістилась точка становить 12246,31 м. Величина градієнту $\text{grad}C = 6,53 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$ розраховано за формулою (4.3), а напрямок (4.2) $\mu = 12,69^\circ$ вказує на зміщення на південний схід. Величина градієнту вказує на те, що концентрація хлоридів у 2018 році зменшилась у порівнянні з 2017 роком. Зона із найщільнішим розташуванням ізоліній концентрацій знаходиться від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла. Відстань між постами становить 70739,14 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 32 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої (4.3) $\text{grad}C = 4,52 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла зростає. За допомогою побудованих ізоліній проілюстровано збільшення концентрації хлоридів у Дніпрі вздовж течії річки.

На рисунку Б.4 у 2019 році спостерігається зростання концентрації хлоридів від вищерозташованої притоки Десна до притоки Ворскла. Точка з максимальною концентрацією 55 мг/дм^3 знаходиться у смт Велика Писарівка Сумської області, аналогічно до 2016 року. Зона із найщільнішим розташуванням ізоліній концентрацій розташована від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла. Відстань між постами становить 70739,14 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 35 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої (4.3) $\text{grad}C = 4,95 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла зростає. Напрямок градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої (4.2) $\mu = 336,85^\circ$ показує, що зростання відбувається у південно-східному напрямку. Також

побудовані ізолінії показують, що відбувається збільшення концентрації хлоридів у Дніпрі за течією річки.

На рисунку Б.5 у 2020 році спостерігається зростання концентрації хлоридів від вищерозташованої притоки Десна до притоки Ворскла. Подібно до 2019 року зона із найщільнішим розташуванням ізоліній концентрацій хлоридів розташована від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла. Відстань між постами становить 70739,14 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 24 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої (4.3) $\text{grad}C = 3,39 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла зростає. Напрямок градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої розраховано за формулою (4.2) $\mu = 336,85^\circ$, який показує на південний схід. Точка (35,48; 50,439) у смт Велика Писарівка Сумської області, у якій максимальна концентрація була 55 мг/дм^3 у 2019 році, у 2020 році точка (34,579; 49,548) з максимальною концентрацією хлоридів 52 мг/дм^3 , змістилась до с. Нижні Млини Полтавської області. Відстань, на яку перемістилась точка вздовж течії річки становить 206000 м. Величина градієнту вздовж течії річки Ворскла (4.3) $\text{grad}C = 1,46 \cdot 10^{-8} \text{ кг/м}^4$. За допомогою побудованих ізоліній виявлено, що відбувається збільшення концентрації хлоридів у річці Дніпро вздовж течії річки.

На рисунку Б.6 у 2021 році на всій ділянці спостерігається зростання концентрації хлоридів від вищерозташованої притоки Десна до притоки Ворскла. Точка, у якій спостерігається максимальна концентрація 55 мг/м^3 , розташована у м. Лубни Полтавської області. Аналогічно до попередніх років зона із найщільнішим розташуванням ізоліній концентрацій хлоридів знаходиться від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла. Відстань між постами становить 70739,14 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 30 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої (4.3) $\text{grad}C = 4,24 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 1 річки Псел до поста 1

річки Ворскла зростає. Напря́м градіє́нту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої за формулою (4.2) $\mu = 336,85^\circ$ показує на південний схід. Також зона із щільним розташуванням ізоліній концентрацій хлоридів розташована від поста 3 річки Десна до поста 4 річки Сула. Відстань між постами становить 177451,33 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 40 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої розраховано за формулою (4.3) $\text{grad}C = 2,25 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 3 річки Десна до поста 4 річки Сула зростає. Напря́м градіє́нту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої (4.2) $\mu = 228,44^\circ$ показує на південний захід. . Відповідно до відкритих даних, які розміщені на офіційному сайті ДАВР України у 2021 році скиди стічних вод комунального підприємства «Лубни-водоканал» Лубенської міської ради Лубенського району Полтавської області становили 0,889 млн. м³, кількість хлоридів – 332,7 т. На основі побудованих ізоліній виявлено збільшення концентрації хлоридів у річці Дніпро за течією головного джерела водопостачання.

На рисунку Б.7 у 2022 році від річки Десна до річки Ворскла спостерігається зростання концентрації хлоридів. Подібно до 2021 року точка, у якій спостерігається максимальна концентрація для 2022 року 66 мг/м³, розташована у м. Лубни Полтавської області. Зона із щільним розташуванням ізоліній концентрацій хлоридів розташована від поста 3 річки Десна до поста 4 річки Сула. Відстань між постами становить 177451,33 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 48 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої $\text{grad}C = 2,70 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 3 річки Десна до поста 4 річки Сула зростає. Напря́м градіє́нту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої $\mu = 228,44^\circ$ вказує на південний захід. На основі проілюстрованих ізоліній спостерігається збільшення концентрації хлоридів у річці Дніпро за течією річки.

На рисунку 4.1 у 2023 році на всій ділянці спостерігається зростання концентрації хлоридів від вищерозташованої притоки Десна до притоки Ворскла, аналогічно до попередніх років. Точка (34,282; 49,261) знаходиться у м. Кобеляки Полтавської області, у якій максимальна концентрація у 2023 році становить 42 мг/дм^3 , зміщена у порівнянні з 2022 роком, оскільки точка (33,014; 50,007) була розташована у м. Лубни Полтавської обл., а максимальна концентрація становила 66 мг/дм^3 . Відстань, на яку перемістилась точка становить $164337,09 \text{ м}$. Величина градієнту від вищерозташованої течії до нижчерозташованої (4.3) $\text{gradC} = 1,35 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 326,29^\circ$ вказує, що зміщення точки з максимальною концентрацією відбулось на південний схід. Згідно з відкритими даними, які розміщені на офіційному сайті ДАВР України КП ПОР «Полтававодоканал» було скинуто $21,033 \text{ млн. м}^3$, зокрема хлоридів скинуто 6083 т .

На рисунку 4.2 у 2024 зона з максимальною концентрацією була в районі кордону України поблизу постів 1 та 2 р. Ворскла. Точка (34,923; 50,385), у якій максимальна концентрація становить 77 мг/дм^3 , розташована у селі Климентове Сумської області. Найщільніше розташування ізоліній концентрацій хлоридів виявлено між річками Псел (пост 4) та Ворскла (пост 2). Відстань від поста 4 річки Псел до поста 2 річки Ворскла становить $44809,3 \text{ м}$, а різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 49 \text{ мг/дм}^3$. Таким чином, за формулою (4.3) значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої $\text{gradC} = 1,09 \cdot 10^{-6} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дає можливість стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 4 річки Псел до поста 2 річки Ворскла зростає. За допомогою ізоліній простежується збільшення концентрації хлоридів у Дніпрі за течією річки. Відповідно до побудованих ізоліній виявлено, що вздовж течії річки Дніпро відбувається збільшення концентрації хлоридів.

Таким чином, можна зробити висновок, що з 2016 року до 2024 року точка, у якій спостерігається максимальна концентрація хлоридів, із року в рік постійно переміщується, що підтверджено відповідними розрахунками градієнтів. Отримані значення напряму та величини градієнтів дозволяють

стверджувати, що існує вплив не тільки за течією притоки, а і від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої. Побудовані ізолінії показали, що тенденція збільшення концентрації хлоридів у річці Дніпро за течією зберігається з роками.

На рисунку 4.6 зображені точки з максимальною концентрацією сульфатів у період з 2016 року до 2024 року.



Рисунок 4.6 – Максимальні концентрації сульфатів у період з 2016 до 2024 року

На рисунку Б.8 у 2016 році точки з максимальною концентрацією сульфатів 98 мг/дм^3 спостерігаються у місті Лубни Полтавської області та смт Велика Писарівка Сумської області. Зона із щільнішим розташуванням ізоліній концентрацій сульфатів знаходиться від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла. Відстань між постами становить $70739,14 \text{ м}$, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 35 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої (4.3) $\text{grad}C = 4,95 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла зростає. Напрямок градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої за

формулою (4.2) $\mu = 227^\circ$ показує на південний захід. Наступна зона із щільним розташуванням ізоліній концентрацій хлоридів розташована від поста 3 річки Десна до поста 4 річки Сула. Відстань між постами становить 177451,33 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 48 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої $\text{grad}C = 3,16 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 3 річки Десна до поста 4 річки Сула зростає. Напрямок градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої $\mu = 228,44^\circ$ вказує на південний захід. Відповідно до побудованих ізоліній простежується збільшення концентрації сульфатів у річці Дніпро за течією річки.

На рисунку Б.9 у 2017 році як і у попередніх роках зберігається зростання концентрації сульфатів від вищерозташованої притоки Десна до притоки Ворскла. Точка (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією 112 мг/дм^3 знаходиться у місті Кобеляки Полтавської області. У порівнянні з 2016 роком вона змістилась, оскільки у попередньому році максимальна концентрація 98 мг/дм^3 спостерігалась у точці (33,014; 50,007) м. Лубни Полтавської області та у точці (35,48; 50,439) смт Велика Писарівка Сумської області. Відстань, на яку перемістилась точка відносно м. Лубни становить 164337,09 м. Величина градієнту від вищерозташованої течії до нижчерозташованої (4.3) $\text{grad}C = 8,52 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 326,29^\circ$ вказує, що зміщення точки з максимальною концентрацією відбулось на південний схід. Відстань, на яку перемістилась точка вздовж течії річки Ворскла відносно до смт Велика Писарівка становить 285000 м. Величина градієнту за течією річки Ворскла (4.3) $\text{grad}C = 4,91 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 236,34^\circ$ вказує, що зміщення точки з максимальною концентрацією відбулось на південний захід. За допомогою побудованих ізоліній простежується збільшення концентрації сульфатів у річці Дніпро за течією річки.

На рисунку Б.10 у 2018 році як і у попередні роки спостерігається зростання концентрації сульфатів від вищерозташованої притоки Десна до притоки Ворскла. Точка з максимальною концентрацією 98 мг/дм^3 знаходиться

у м. Кобеляки Полтавської області. Відстань від точки (33,74; 49,781) смт Велика Багачка Полтавського району до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією становить 84606,39 м, а різниця концентрацій – 14 мг/дм³. Величина градієнту від вищерозташованої течії до нижчерозташованої (4.3) $\text{grad}C = 3,31 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 326,29^\circ$ вказує, що напрям градієнту спрямований на південний захід. Відстань від точки (34,589; 49,581) м. Полтава до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією за течією річки Ворскла становить 79000 м, а різниця концентрацій – 7 мг/дм³. Величина градієнту за течією річки Ворскла (4.3) $\text{grad}C = 8,86 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 239,72^\circ$ вказує, що градієнт спрямований на південний захід. За допомогою побудованих ізоліній простежується збільшення концентрації сульфатів у річці Дніпро за течією річки.

На рисунку Б.11 у 2019 році від вищерозташованої притоки Десна до географічно нижчерозташованої притоки Ворскла знову спостерігається зростання концентрації сульфатів. Точка з максимальною концентрацією 98 мг/дм³ знаходиться у м. Кобеляки Полтавської області. Відстань від точки (33,74; 49,781) смт Велика Багачка Полтавського району до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією становить 84606,39 м, а різниця концентрацій – 21 мг/дм³. Величина градієнту від вищерозташованої течії до нижчерозташованої (4.3) $\text{grad}C = 2,48 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 326,29^\circ$ вказує, що напрям градієнту спрямований на південний захід. Відстань від точки (34,589; 49,581) м. Полтава до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією за течією річки Ворскла становить 79000 м, а різниця концентрацій – 21 мг/дм³. Величина градієнту за течією річки Ворскла (4.3) $\text{grad}C = 2,66 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 239,72^\circ$ вказує, що градієнт спрямований на південний захід. На основі проілюстрованих ізоліній спостерігається збільшення концентрації сульфатів у річці Дніпрі за течією головної водної артерії.

На рисунку Б.12 у 2020 році від вищерозташованої притоки Десна до географічно нижчерозташованої притоки Ворскла знову спостерігається

зростання концентрації сульфатів. Точка з максимальною концентрацією 91 мг/дм^3 знаходиться у м. Кобеляки Полтавської області. Відстань від точки $(33,74; 49,781)$ смт Велика Багачка Полтавського району до точки $(34,282; 49,261)$ з максимальною концентрацією становить $84606,39 \text{ м}$, а різниця концентрацій – 21 мг/дм^3 . Величина градієнту від вищерозташованої течії до нижчерозташованої (4.3) $\text{gradC} = 1,65 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 326,29^\circ$ вказує, що напрям градієнту спрямований на південний захід. Відстань від точки $(34,589; 49,581)$ м. Полтава до точки $(34,282; 49,261)$ з максимальною концентрацією за течією річки Ворскла становить 79000 м , а різниця концентрацій – 14 мг/дм^3 . Величина градієнту за течією річки Ворскла (4.3) $\text{gradC} = 1,77 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 239,72^\circ$ вказує, що градієнт спрямований на південний захід. Друга точка $(30,786; 50,844)$ з максимальною концентрацією 91 мг/дм^3 спостерігається у с. Крехаїв Чернігівської області. Відстань від точки $(31,309; 51,482)$ м. Чернігів до точки $(34,282; 49,261)$ з максимальною концентрацією за течією річки Десна становить 145000 м , а різниця концентрацій – 49 мг/дм^3 . Величина градієнту за течією річки Ворскла (4.3) $\text{gradC} = 3,38 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 228,80^\circ$ вказує, що градієнт спрямований на південний захід. У місті Чернігів розташовано КП «Чернігівводоканал», що є одним із джерел забруднення річки Десна. Відповідно до даних звітності про використання води форма 2ТП-водгосп (річна) згідно з даними Деснянського басейнового управління водними ресурсами підприємством було скинуто $14389,4 \text{ тис. м}^3$, сульфатів – 742 т . У порівнянні з 2019 роком обсяг стічних вод зменшився, оскільки у попередньому році становив $14602,7 \text{ тис. м}^3$, проте кількість сульфатів зросла (у 2019 році – $718,5 \text{ т}$). На основі проілюстрованих ізоліній спостерігається збільшення концентрації сульфатів у річці Дніпро за течією головної водної артерії.

На рисунку Б.13 у 2021 році від вищерозташованої притоки Десна до географічно нижчерозташованої притоки Ворскла знову спостерігається зростання концентрації сульфатів. Точка з максимальною концентрацією 104 мг/дм^3 знаходиться у м. Кобеляки Полтавської області. Відстань від точки

(33,74; 49,781) смт Велика Багачка Полтавського району до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією становить 84606,39 м, а різниця концентрацій – 24 мг/дм³. Величина градієнту від вищерозташованої течії до нижчерозташованої (4.3) $\text{gradC} = 2,84 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 326,29^\circ$ вказує, що напрям градієнту спрямований на південний захід. Відстань від точки (34,589; 49,581) м. Полтава до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією за течією річки Ворскла становить 79000 м, а різниця концентрацій – 21 мг/дм³. Величина градієнту за течією річки Ворскла (4.3) $\text{gradC} = 4,05 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 239,72^\circ$ вказує, що градієнт спрямований на південний захід. Відповідно до відкритих даних, які розміщені на офіційному сайті ДАВР України у 2021 році скиди стічних вод КП ПОР «Полтававодоканал» становили 20,351 млн. м³, кількість сульфатів – 2017,8 т. На основі проілюстрованих ізоліній спостерігається збільшення концентрації сульфатів у річці Дніпро за напрямком її течії.

На рисунку Б.14 у 2022 році від вищерозташованої притоки Десна до географічно нижчерозташованої притоки Ворскла знову спостерігається зростання концентрації сульфатів. Точка з максимальною концентрацією 104 мг/дм³ знаходиться у м. Кобеляки Полтавської області. Відстань від точки (33,74; 49,781) смт Велика Багачка Полтавського району до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією становить 84606,39 м, а різниця концентрацій – 24 мг/дм³. Величина градієнту від вищерозташованої течії до нижчерозташованої (4.3) $\text{gradC} = 2,84 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 326,29^\circ$ вказує, що напрям градієнту спрямований на південний захід. Відстань від точки (34,589; 49,581) м. Полтава до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією за течією річки Ворскла становить 79000 м, а різниця концентрацій – 24 мг/дм³. Величина градієнту за течією річки Ворскла (4.3) $\text{gradC} = 3,04 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 239,72^\circ$ вказує, що градієнт спрямований на південний захід. На основі проілюстрованих ізоліній спостерігається збільшення концентрації сульфатів у річці Дніпро за течією головного джерела водопостачання.

На рисунку 4.3 у 2023 році від вищерозташованої притоки Десна до географічно нижчерозташованої притоки Ворскла знову спостерігається зростання концентрації сульфатів. Точка з максимальною концентрацією 98 мг/дм^3 знаходиться у м. Кобеляки Полтавської області. Відстань від точки (33,74; 49,781) смт Велика Багачка Полтавського району до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією становить 84606,39 м, а різниця концентрацій – 35 мг/дм^3 . Величина градієнту від вищерозташованої течії до нижчерозташованої (4.3) $\text{gradC} = 4,14 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 326,29^\circ$ вказує, що напрям градієнту спрямований на південний захід. Відстань від точки (34,589; 49,581) м. Полтава до точки (34,282; 49,261) з максимальною концентрацією за течією річки Ворскла становить 79000 м, а різниця концентрацій – 14 мг/дм^3 . Величина градієнту за течією річки Ворскла (4.3) $\text{gradC} = 1,77 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$, а напрямок (4.2) $\mu = 239,72^\circ$ вказує, що градієнт спрямований на південний захід. Згідно з відкритими даними, які розміщені на офіційному сайті ДАВР України КП ПОР «Полтававодоканал» було скинуто 21,033 млн. м^3 , зокрема сульфатів скинуто 2109,8 т. У порівнянні з попереднім роком показники збільшились. На основі проілюстрованих ізоліній спостерігається збільшення концентрації сульфатів у річці Дніпро за течією річки.

На рисунку 4.4 у 2024 році від розташованої вище притоки Десна спостерігається зростання концентрації сульфатів до географічно нижчерозташованої притоки Ворскла. Точка, у якій спостерігається максимальне значення концентрації сульфатів 96 мг/дм^3 , розташована у м. Кобеляки Полтавської області. Зона із щільнішим розташуванням ізоліній концентрацій сульфатів знаходиться від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла. Відстань між постами становить 70739,14 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 32 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої (4.3) $\text{gradC} = 1,80 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 1 річки Псел до поста 1 річки Ворскла зростає. Напрямок градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої за формулою (4.2) $\mu = 227^\circ$ показує на південний

захід. Також зона із щільнішим розташуванням ізоліній концентрацій сульфатів знаходиться від поста 6 річки Псел до поста 4 річки Ворскла. Відстань між постами становить 84606,39 м, різниця концентрацій хлоридів $\Delta C = 32 \text{ мг/дм}^3$. Значення градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої (4.3) $\text{grad}C = 3,78 \cdot 10^{-7} \text{ кг/м}^4$. Отримане значення градієнту дозволяє стверджувати, що концентрація хлоридів у напрямку від поста 6 річки Псел до поста 4 річки Ворскла зростає. Напрямок градієнту від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої за формулою (4.2) $\mu = 313,81^\circ$ показує на південний схід. На основі побудованих ізоліній спостерігається збільшення концентрації сульфатів у Дніпрі вздовж течії річки.

Таким чином, можна зробити висновок, що з 2017 року до 2024 року точка, у якій спостерігається максимальна концентрація сульфатів не переміщується, що підтверджено відповідними розрахунками. Отримані значення напряму та величини градієнтів дозволяють стверджувати, що існує вплив не тільки за течією притоки, а і від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої. Побудовані ізолінії показали, що тенденція збільшення концентрації хлоридів у річці Дніпро за течією зберігається з роками.

Аналіз результатів розрахунків, наведених на рисунках 4.1 – 4.4 та у додатку Б показує, що під час збільшення концентрацій хлоридів та сульфатів у вищерозташованих притоках за течією річки Дніпро спостерігається збільшення їх концентрацій у нижчерозташованих притоках. Зображені ізолінії підтверджують припущення про те, що між притоками існує взаємний вплив, який сприяє зміні концентрації у нижчерозташованій течії в залежності від зміни концентрації у вищерозташованій. Між постами 3 та 4 річки Сула спостерігається суттєве збільшення хлоридів та сульфатів, що може бути обумовлене розташуванням у м. Лубни КП «Лубни водоканал» Лубенської міської ради та СКП «Сяйво» у с. Засулля Лубенського району Полтавської обл., які згідно з екологічним паспортом Полтавської області є забруднювачами поверхневого водного об'єкту.

Для підтвердження гіпотези було здійснено пошук кореляційний залежностей між вмістом хлоридів та сульфатів вищерозташованих приток на

притоки, що розташовані нижче за течією основної річки. Для прикладу на рисунках 4.7 – 4.22 зображено кореляційні залежності за хлоридами і сульфатами між притоками за 2023 та 2024 рік [120–123].

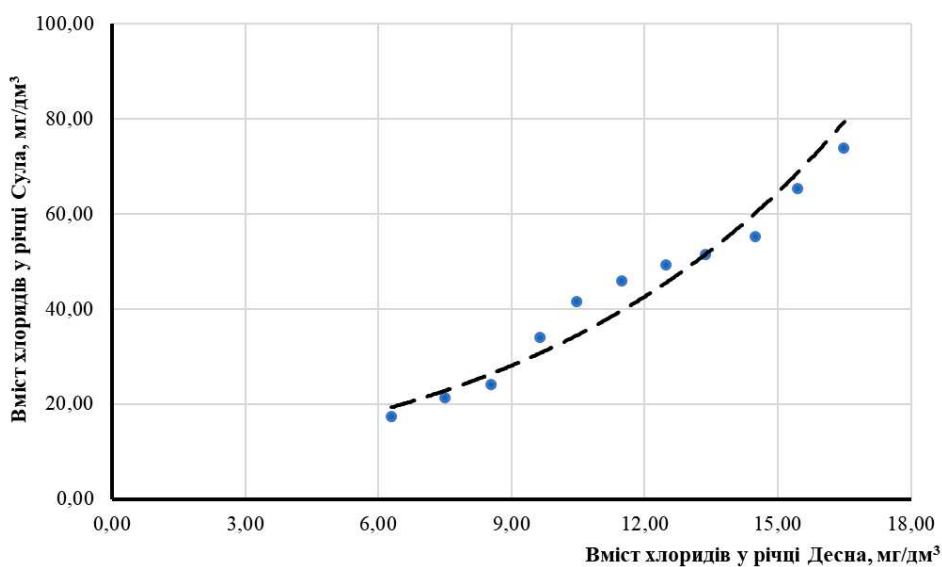


Рисунок 4.7 – Кореляційна залежність вмісту хлоридів між притоками Десна (пост 5) та Сула (пост 4) за 2023 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 7,39 \cdot e^{0,14x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,95$.

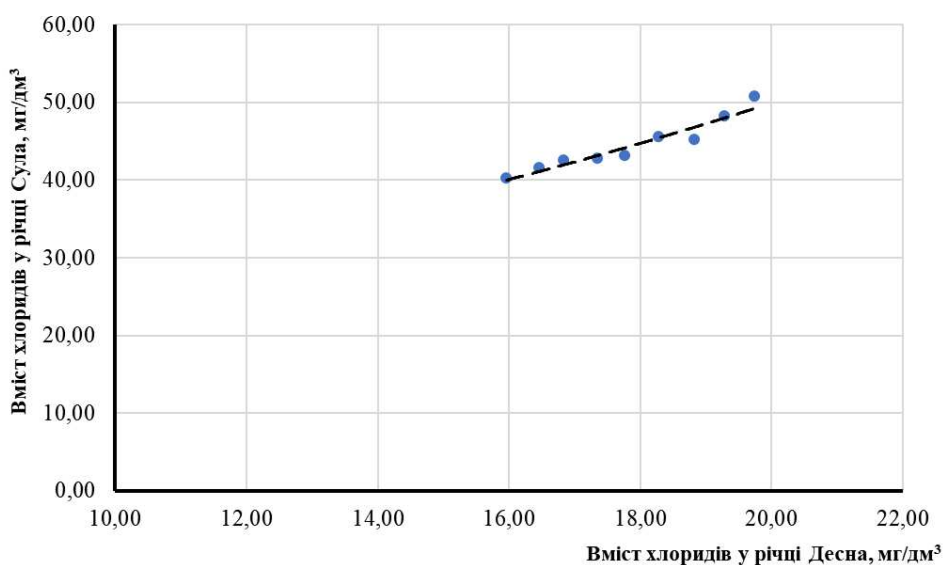


Рисунок 4.8 – Кореляційна залежність вмісту хлоридів між притоками Десна (пост 5) та Сула (пост 4) за 2024 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 16,66 \cdot e^{0,05 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,93$.

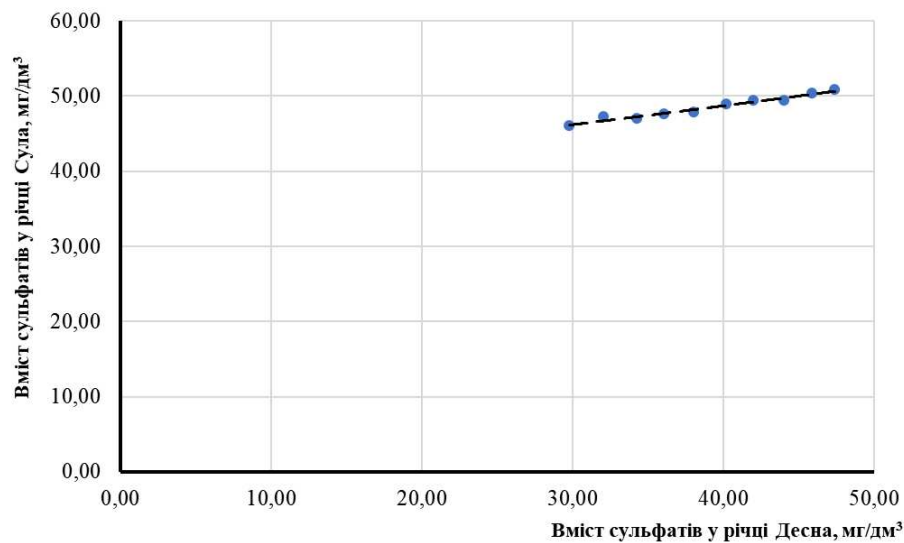


Рисунок 4.9 – Кореляційна залежність вмісту сульфатів між притоками Десна (пост 5) та Сула (пост 4) за 2023 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 39,42 \cdot e^{0,01 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,96$.

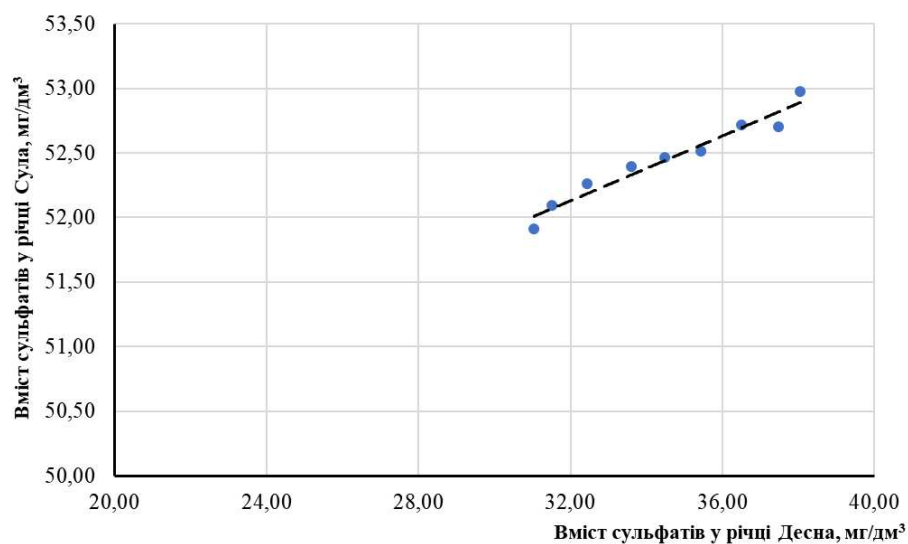


Рисунок 4.10 – Кореляційна залежність вмісту сульфатів між притоками Десна (пост 5) та Сула (пост 4) за 2024 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 48,06 \cdot e^{0,003x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,95$.

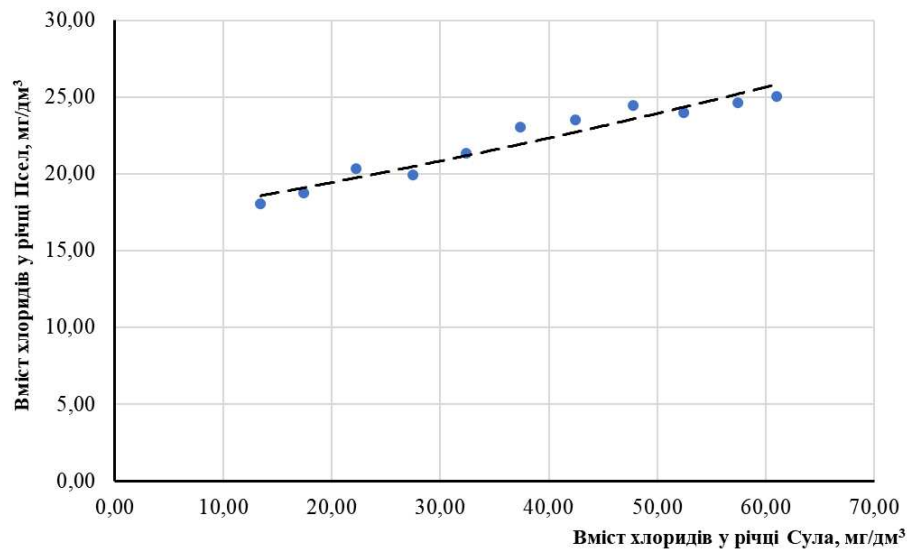


Рисунок 4.11 – Кореляційна залежність вмісту хлоридів між притоками Сула (пост 4) та Псел (пост 6) за 2023 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 16,92 \cdot e^{0,01x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,93$.

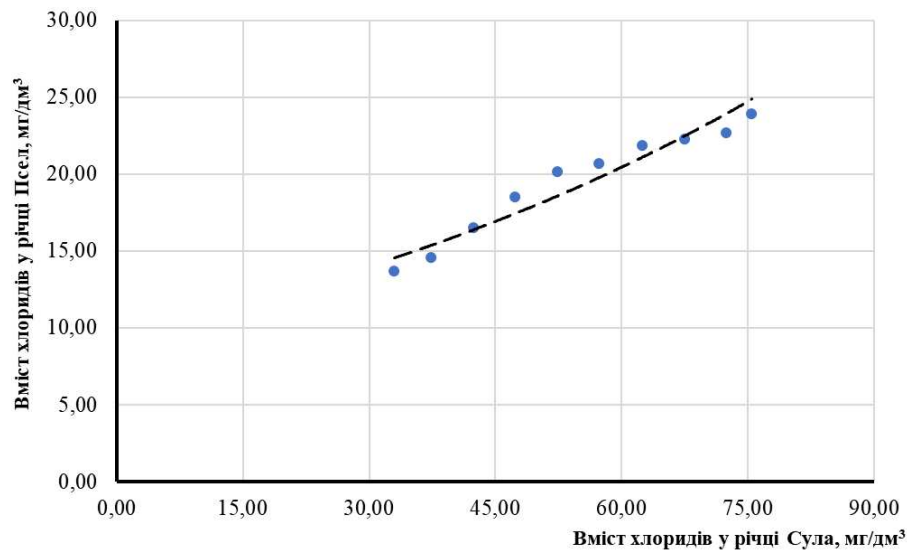


Рисунок 4.12 – Кореляційна залежність вмісту хлоридів між притоками Сула (пост 4) та Псел (пост 6) за 2024 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 8,60 \cdot e^{0,01 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,92$.

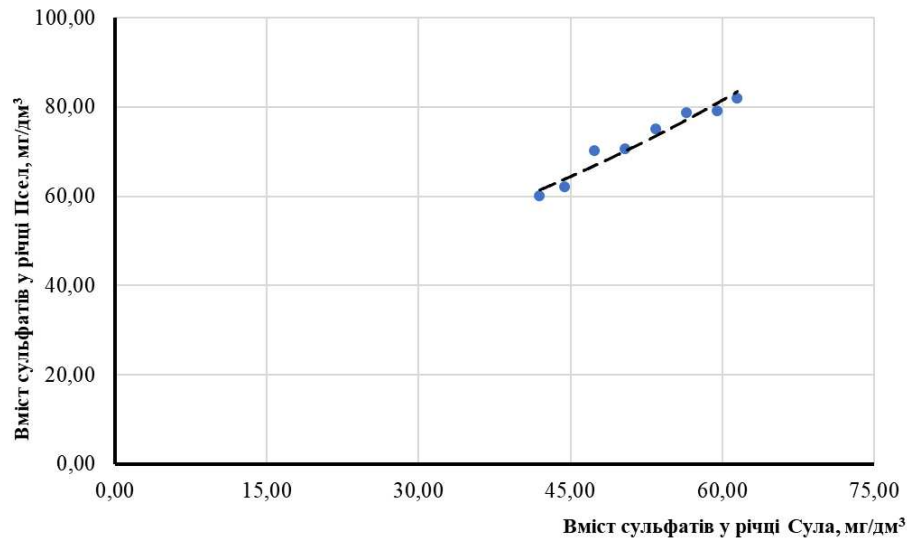


Рисунок 4.13 – Кореляційна залежність вмісту сульфатів між притоками Сула (пост 4) та Псел (пост 6) за 2023 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 19,58 \cdot e^{0,02 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,94$.

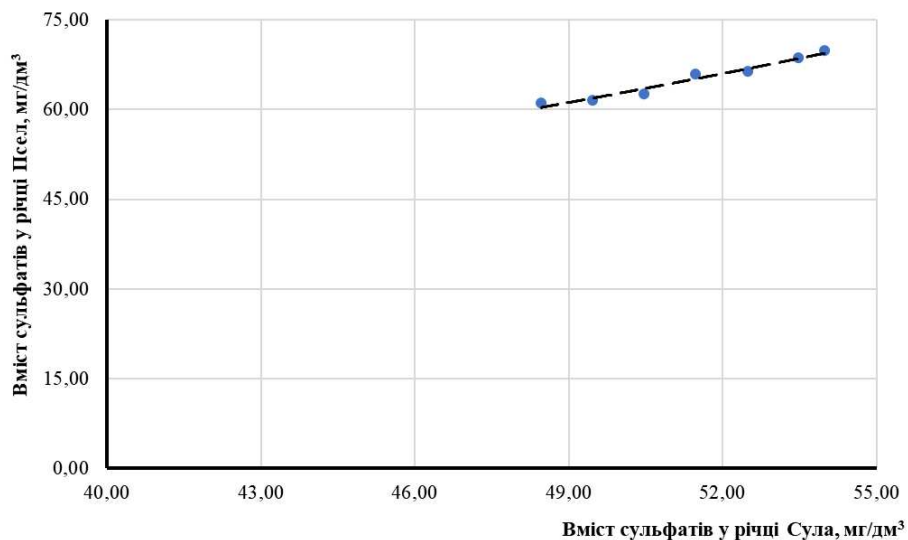


Рисунок 4.14 – Кореляційна залежність вмісту сульфатів між притоками Сула (пост 4) та Псел (пост 6) за 2024 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 38,41 \cdot e^{0,01 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,96$.

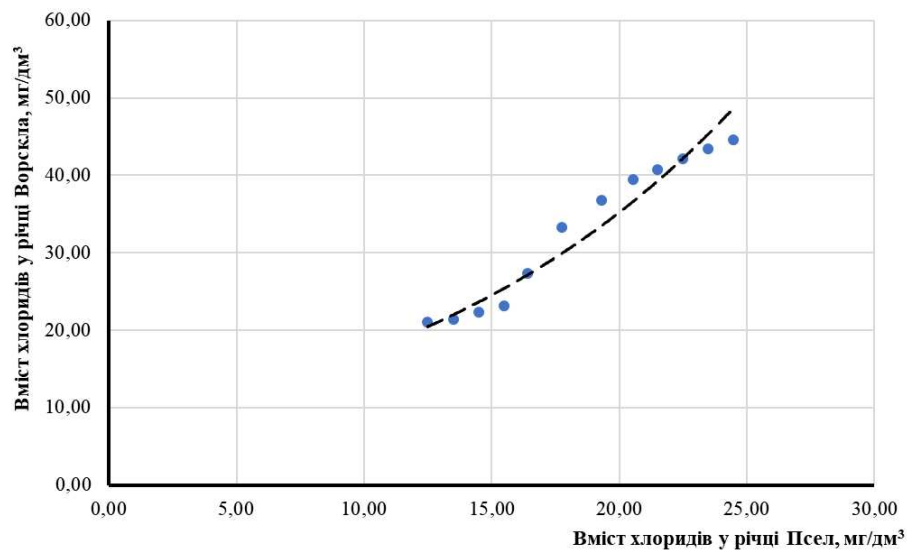


Рисунок 4.15 – Кореляційна залежність вмісту хлоридів між притоками Псел (пост 6) та Ворскла (пост 4) за 2023 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 8,27 \cdot e^{0,07 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,94$.

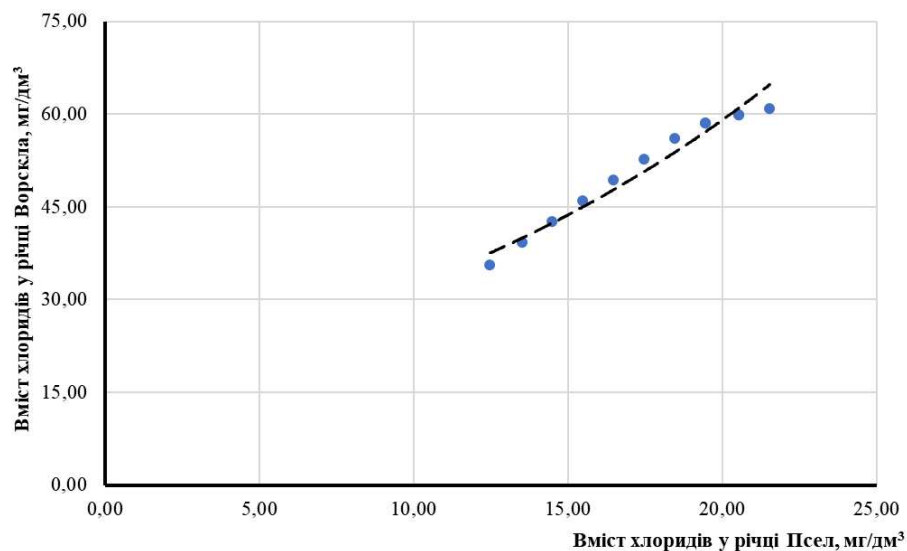


Рисунок 4.16 – Кореляційна залежність вмісту хлоридів між притоками Псел (пост 6) та Ворскла (пост 4) за 2024 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 19,94 \cdot e^{0,05 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,95$.

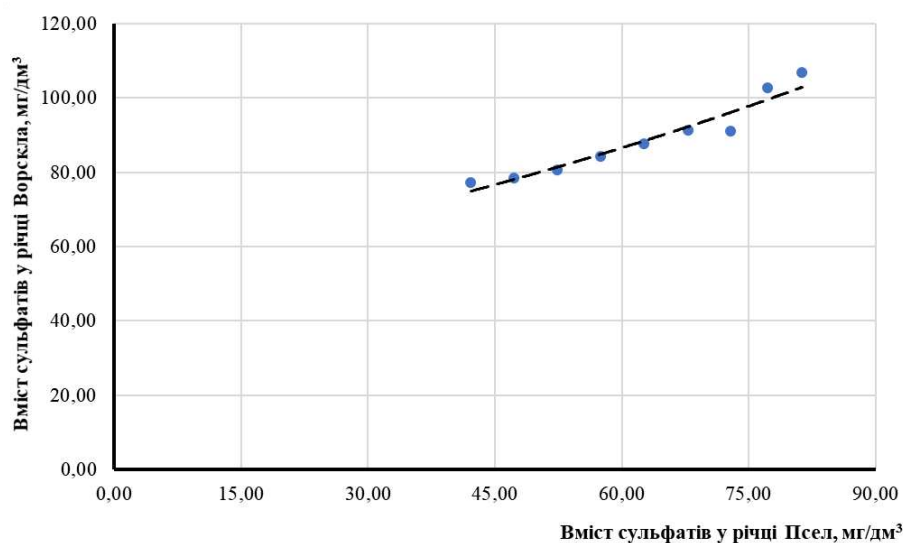


Рисунок 4.17 – Кореляційна залежність вмісту сульфатів між притоками Псел (пост 6) та Ворскла (пост 4) за 2023 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 53,24 \cdot e^{0,01 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,93$.

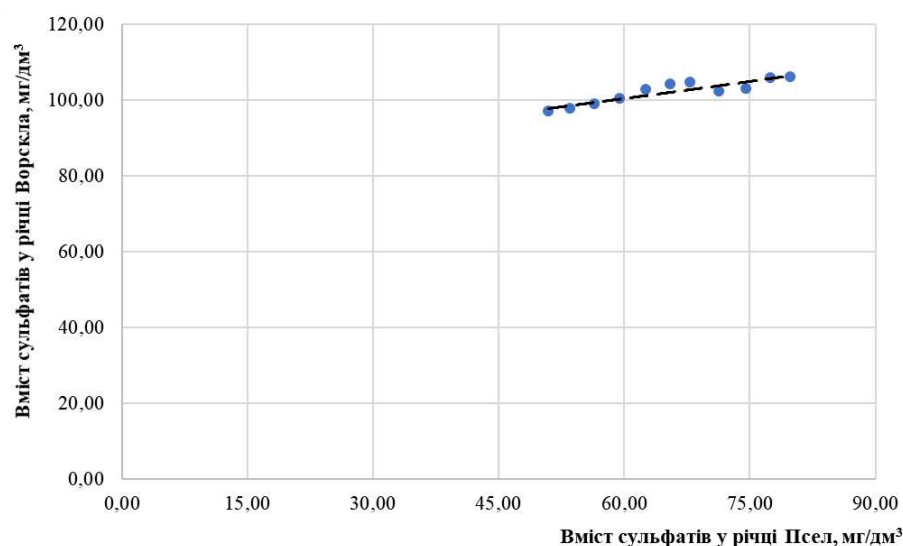


Рисунок 4.18 – Кореляційна залежність вмісту сульфатів між притоками Псел (пост 6) та Ворскла (пост 4) за 2024 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 62,34 \cdot e^{0,01 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,92$.

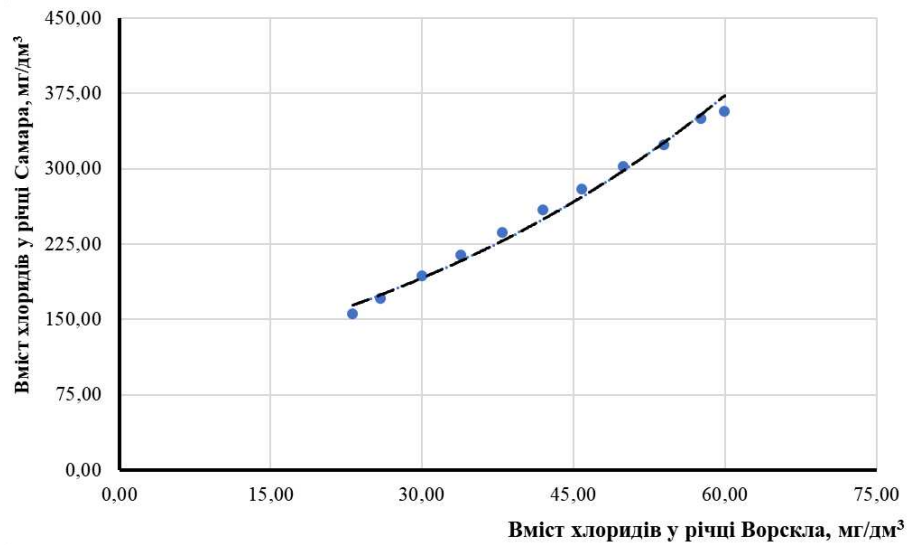


Рисунок 4.19 – Кореляційна залежність вмісту хлоридів між притоками Ворскла (пост 4) та Самара (пост 3) за 2023 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 97,48 \cdot e^{0,02 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,98$.

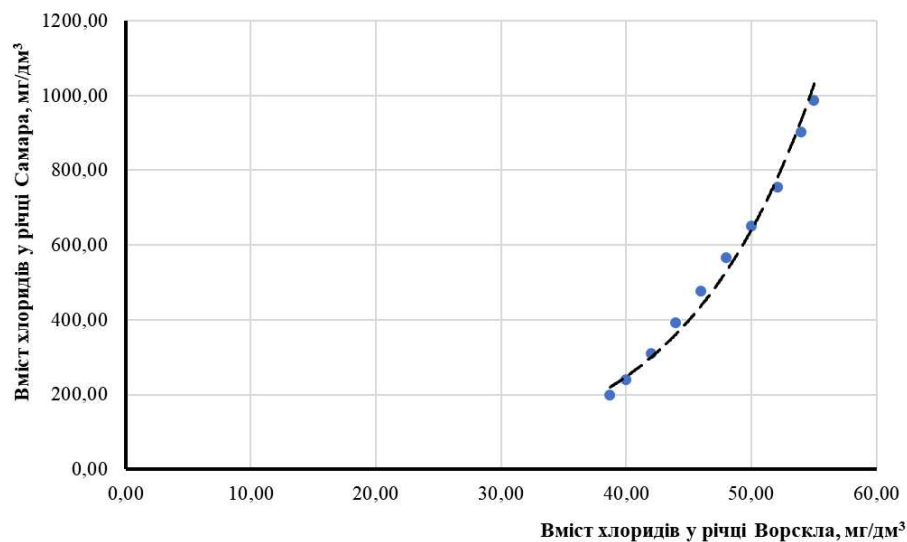


Рисунок 4.20 – Кореляційна залежність вмісту хлоридів між притоками Ворскла (пост 4) та Самара (пост 3) за 2024 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 6,70 \cdot e^{0,09 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,99$.

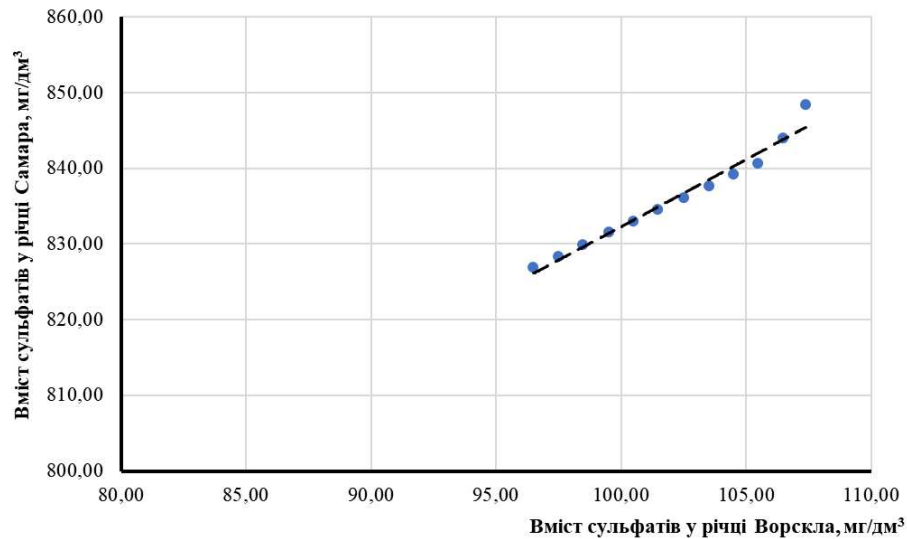


Рисунок 4.21 – Кореляційна залежність вмісту сульфатів між притоками Ворскла (пост 4) та Самара (пост 3) за 2023 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 665,50 \cdot e^{0,002 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,97$.

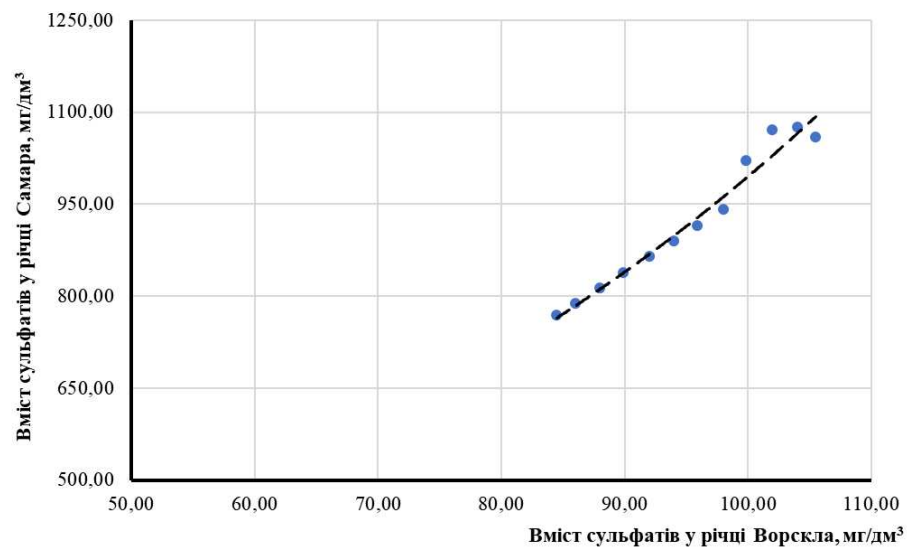


Рисунок 4.22 – Кореляційна залежність вмісту сульфатів між притоками Ворскла (пост 4) та Самара (пост 3) за 2024 рік

Регресійне рівняння виявленої залежності $y = 143,06 \cdot e^{0,02 \cdot x}$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,97$.

Пости спостереження приток розташовані у населених пунктах, які відрізняються за кількістю населення. Тому на концентрацію забруднюючих речовин впливають скиди неочищених чи недостатньо очищених стічних вод підприємств, а також населення, що важливо врахувати під час побудови математичної моделі [120 – 123].

Функціональну залежність за концентраціями різноманітних домішок можна виразити за допомогою формули (4.4) [124–125].

$$\psi = f(C_i; C_j). \quad (4.4)$$

Оскільки більшість природніх процесів, таких як інфільтрація, розбавлення вод, самоочищення річки та інші, які можна описати експоненціальним законом, тому процес впливу вищерозташованих приток на розташовані нижче доцільно розглядати на основі саме такої моделі.

Функціональна залежність матиме вигляд (4.5) [124, 125]:

$$y = a \cdot e^{bx}, \quad (4.5)$$

де a – коефіцієнт, який характеризує вплив геологічної складової, ступінь недоочищеності скидів у місцях протікання приток; b – коефіцієнт, який характеризує пропускну здатність (проникливість) ґрунтів, яка залежить від складу, структурності, вмісту органічної речовини тощо; x – фактичне значення концентрації забруднюючої речовини у вищерозташованій притоці, мг/дм³. Проникливість ґрунту забезпечує пересування води в ґрунті, водопроникність і водопід'ємну здатність та розраховується за формулою (4.6).

$$P_{\text{заг}} = (1 - d_v/d) \cdot 100, \quad (4.6)$$

де d_v – щільність ґрунту, г/см^3 ; d – щільність твердої фази ґрунту, г/см^3 .

Для знаходження коефіцієнтів методом найменших квадратів необхідною умовою є те, що сума квадратів відхилень S має бути мінімальною. Для нашого випадку маємо:

$$S(a, b) = \sum_{i=1}^n (ax_i + b - y_i)^2. \quad (4.7)$$

Нормальна система рівнянь для визначення a і b буде мати вигляд:

$$\begin{cases} \frac{\partial S}{\partial a} = 2 \sum_{i=1}^n [ax_i + b - y_i] \cdot x_i = 0; \\ \frac{\partial S}{\partial b} = 2 \sum_{i=1}^n [ax_i + b - y_i] \cdot 1 = 0. \end{cases} \quad (4.8)$$

Або після перетворень отримуємо:

$$\begin{cases} a \sum_{i=1}^n x_i^2 + b \sum_{i=1}^n x_i = \sum_{i=1}^n x_i y_i; \\ a \sum_{i=1}^n x_i + b \cdot n = \sum_{i=1}^n y_i. \end{cases} \quad (4.9)$$

Таким чином коефіцієнти знаходимо за формулами (4.10) – (4.11).

$$a = \frac{n \cdot \left(\sum_{i=1}^n x_i y_i \right) - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n y_i \right)}{n \cdot \left(\sum_{i=1}^n x_i^2 \right) - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2} \quad (4.10)$$

$$b = \frac{\left(\sum_{i=1}^n x_i^2 \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n y_i^2 \right) - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n x_i y_i \right)}{n \cdot \left(\sum_{i=1}^n x_i^2 \right) - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2} \quad (4.11)$$

Вміст забруднюючих речовин у річці у пості спостереження, яке розташовано найближче до гирла, зумовлений джерелами забруднення, які знаходяться вище за течією та впливом вищерозташованих приток, який доведено за допомогою скритого градієнту, що обумовлений різницею концентрацій.

Для оцінки впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану визначаємо зміну концентрації компонентів у нижчерозташованій притоці за формулою (4.12)

$$\Delta C_{\text{ипр}} = C_{\text{ипр}} - y, \quad (4.12)$$

де $C_{\text{ипр}}$ – концентрація i -ої речовини у нижчерозташованій притоці, мг/дм³;
 y – вплив верхньої притоки на нижню, який доведено наявністю скритого градієнту, який обумовлений різницею концентрацій, розраховується відповідно до (4.5).

Оцінювання впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану проводили за (4.13)

$$p = \frac{\Delta C_{\text{ипр}}}{C_{\text{ипр}}} \quad (4.13)$$

У таблиця 4.1 – 4.4 наведено результати розрахунків взаємного впливу лівих приток Дніпра.

Таблиця 4.1 – Вплив притоки Десна на якість води притоки Сула

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Сула, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Сула, %
1	Сульфати	0,91	1,7
2	Хлориди	3,27	6,0

Таблиця 4.2 – Вплив притоки Сула на якість води притоки Псел

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Псел, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Псел, %
1	Сульфати	0,86	1,3
2	Хлориди	1,12	5,7

Таблиця 4.3 – Вплив притоки Псел на якість води притоки Ворскла

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Ворскла, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Ворскла, %
1	Сульфати	5,21	5,2
2	Хлориди	2,05	3,7

Таблиця 4.4 – Вплив притоки Ворскла на якість води притоки Самара

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Самара, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Самара, %
1	Сульфати	15,95	1,8
2	Хлориди	8,56	1,5

Для визначення впливу лівої притоки на якість води річки Дніпро використаємо формулу (4.14), яка дозволяє оцінити зміну концентрації забрудненої речовини в річці Дніпро після впадання у неї лівої притоки з урахуванням впливу вищерозташованої притоки:

$$C_p = \frac{(\Delta C_{\text{іпр}} \cdot Q_{\text{пр}} + C_{\text{ід}} \cdot Q_{\text{д}})}{(Q_{\text{пр}} + Q_{\text{д}})}, \quad (4.14)$$

де $Q_{\text{пр}}$ – середньорічна витрата води притоки; $C_{\text{ід}}$ – вплив i -ої забруднюючої речовини у річці Дніпро, що надійшла з притоки, мг/дм³; $Q_{\text{д}}$ – середньорічна витрата води Дніпра поблизу гирла притоки.

Для визначення впливу забруднювачів, які розташовані вище за течією притоки визначаємо зміну концентрацій між постами спостереження у притоці:

$$C_{\text{пр}} = \frac{(C_{\text{прп}} \cdot Q_{\text{прп}} + C_{\text{пр}(n-1)} \cdot Q_{\text{пр}(n-1)})}{(Q_{\text{прп}} + Q_{\text{пр}(n-1)})}, \quad (4.15)$$

де $C_{\text{прп}}$ – концентрація показника у пості спостереження нижче за течією річки, мг/дм³; $C_{\text{пр}(n-1)}$ – концентрація показника у попередньому пості спостереження, тобто який розташовано вище за течією річки, мг/дм³; $Q_{\text{прп}}$ та $Q_{\text{пр}(n-1)}$ – витрати води притоки у нижчому та вищому пості спостереження за течією відповідно.

У таблиця 4.5 – 4.8 наведено результати розрахунків впливу лівих приток на екологічний стан річки Дніпро з урахуванням впливу вищерозташованих приток та з урахуванням впливу вищерозташованих постів спостереження приток.

Таблиця 4.5 – Вплив притоки Сула на якість води річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм ³	Вплив вищерозташованої притоки Десна на річку Дніпро, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %	Вплив за течією притоки, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %
1	Сульфати	4,21	0,07	0,3	0,43	1,5
2	Хлориди	3,13	0,19	0,8	0,39	1,7

Таблиця 4.6 – Вплив притоки Псел на якість води річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм ³	Вплив вищерозташованої притоки Сула на річку Дніпро, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %	Вплив за течією притоки, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %
1	Сульфати	4,32	0,06	0,2	0,56	1,9
2	Хлориди	3,15	0,18	0,9	0,35	1,8

Таблиця 4.7 – Вплив притоки Ворскла на якість води річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм ³	Вплив вищерозташованої притоки Псел на річку Дніпро, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %	Вплив за течією притоки, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %
1	Сульфати	4,30	0,22	0,6	0,78	2,3
2	Хлориди	3,11	0,12	0,5	0,79	3,4

Таблиця 4.8 – Вплив притоки Самара на якість води річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Збільшення концентрації забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм ³	Вплив вищерозташованої притоки Ворскла на річку Дніпро, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %	Вплив за течією притоки, мг/дм ³	Відсоткове збільшення забруднення у річці Дніпро, %
1	Сульфати	24,47	0,33	0,5	0,34	0,5
2	Хлориди	8,95	0,17	0,5	4,44	13,6

Таким чином, відповідно до отриманих даних за показниками сульфати та хлориди спостерігається постійний вплив досліджуваних приток на екологічний стан річки Дніпро внаслідок впливу вищерозташованої притоки на розташовану нижче, а також внаслідок забруднення поверхневих водних об'єктів безпосередньо за течією. Отримані значення підтверджують необхідність врахування впливу географічно вищерозташованих приток на нижчерозташовані, шляхом застосування запропонованої математичної моделі, оскільки відбувається не тільки їх взаємний вплив, а і безпосередньо на екологічний стан головної водної артерії.

4.3 Рекомендації щодо удосконалення методики оцінки та управління екологічним станом поверхневого водного об'єкту

Основою запропонованого алгоритму управлінських дій для реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами є інтегрований підхід оцінки екологічного стану суббасейну поверхневого водного об'єкта шляхом урахування впливу лівих приток річки Дніпро на екологічний стан головної

водної артерії. Наведений алгоритм передбачає послідовне виконання кроків: збір та обробка отриманих даних кожною задіяною структурою, визначення прогнозованого значення впливу вищерозташованих приток на розташовані нижче за течією основної річки у межах суббасейну, що є ключовим чинником підвищення рівня достовірності оцінки екологічного стану суббасейну поверхневого водного об'єкту, ідентифікацію джерел забруднення, розробку та реалізацію заходів для попередження та ліквідації негативних наслідків. Для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну повинна застосовуватися математична модель прогнозування їх екологічного стану з урахуванням впливу вищерозташованих приток на вищерозташовані притоки, достовірність та адекватність якої доведена проведеними дослідженнями.

Під час вирішення питання щодо необхідних заходів реагування на забруднення нижчерозташованого поверхневого водного об'єкта внаслідок впливу водного об'єкту, який географічно розташований вище, рекомендується виходити з наступного. Передбачається, що згідно з інформацією про потенційно можливе забруднення або наявне забруднення водного об'єкта, структурні підрозділи, використовуючи можливі засоби зв'язку, повинні у максимально короткий термін довести інформацію про ситуацію до кожної задіяної організації, що здійснює спостереження за екологічним станом водних об'єктів: басейнові управління водними ресурсами, територіальні підрозділи ДСНС, державної екологічної інспекції, органів місцевої виконавчої влади (рисунк 4.23).

Зазначені структури самостійно або співпрацюючи із іншою організацією (підприємством-забруднювачем) негайно повинні вжити необхідних заходів для проведення перевірки та з'ясування ситуації, стосовно ліквідації наслідків та контролю над ситуацією, що виникла на водному об'єкті. Організації, які відповідальні за розробку та контроль виконання заходів реагування та підприємства, які виконують надані приписи, повинні організовувати постійні спостереження за ситуацією з метою встановлення ефективності розроблених мір та у встановленому порядку оперативно оповіщати всі зацікавлені структури з повідомленням про екологічний стан водного об'єкта, концентрацій

забруднюючих речовин у ньому та у стічних водах підприємства, зокрема очікуваних значень концентрації від географічно вищерозташованих річок, про реалізовані дії та їх результати щодо запобігання чи ліквідації забруднення. Під час виявлення перевищення ГДК інформація негайно передається до територіальних органів ДСНС для визначення масштабів ситуації та оцінці загрози життю населення на певній території, які у свою чергу оперативно доводять інформацію до населення та органів місцевої влади.

Пункти спостережень і контролю обов'язково суміщаються з гідрологічними постами чи ділянками, які забезпечені гідрологічними даними. Відповідно до Положення про український гідрометеорологічний центр (далі – УкрГЦМ) державної служби України з надзвичайних ситуацій від 02.04.2024 р. територіальний орган УкрГЦМ регулярно здійснює збір та обробку отриманих даних концентрацій речовин з постів спостереження на водних об'єктах. З метою підвищення рівня достовірності оцінки екологічного стану суббасейну поверхневого водного об'єкта шляхом урахування взаємного впливу притоків на зміну екологічного стану головної водної артерії, територіальному органу УкрГЦМ на основі виявлених закономірностей впливу географічно вищерозташованої лівої притоки Дніпра на нижчерозташовану, що доведено за допомогою скритого градієнту, необхідно регулярно визначати очікуване значення концентрації речовини від вищої притоки на посту спостереження нижчої притоки і порівнювати із фактичними даними концентрацій речовин.

За критерій визначення виникнення загрози забруднення обрано коефіцієнт екологічного ризику (К), який визначає ступінь наближення концентрації i -ої речовини до її ГДК та розраховується за формулою (4.16)

$$K = \frac{C_i}{ГДК_i}. \quad (4.16)$$

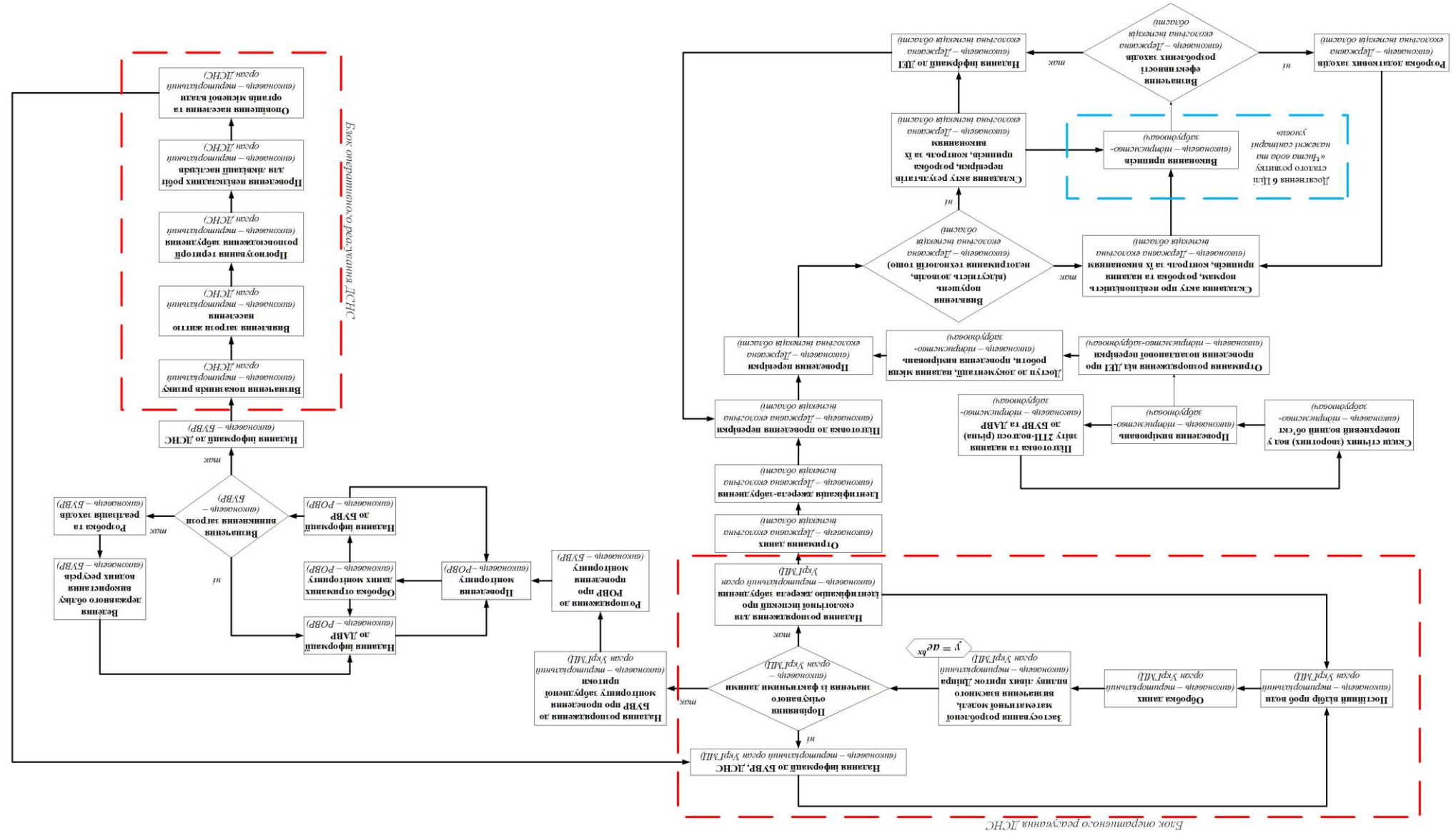


Рисунок 4.23 – Алгоритм управлінських дій для реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами

Серед складових елементів спостережень обов'язково необхідно враховувати візуальний контроль за станом водного об'єкта. Одним з найбільш вагомих ознак небезпечної ситуації на водному об'єкті є масова загибель риби та інших водних організмів, виділення пухирців донних газів, поява підвищеної мутності, сторонніх фарбувань, запаху, цвітіння води, піни, плівки та інших явищ, які відхиляються від нормального стану водного об'єкта.

Законодавцем усіх водних проблем басейну є Басейнова рада. До функцій басейнових рад належить зокрема розгляд на надання пропозицій щодо проекту плану управління річковими басейнами, сприяння здійснення узгоджених дій для покращення екологічного стану суббасейнів. Тому запропоноване удосконалення методики визначення основних джерел погіршення екологічного стану поверхневого водного об'єкту, шляхом врахування взаємного впливу приток у межах суббасейну та на екологічний стан головної водної артерії має бути розглянуте на засіданні басейнової ради.

У запропонованому алгоритмі задіяні структури, які підпорядковуються різним міністерствам. Кабінет Міністрів України є вищим органом виконавчої влади України, який здійснює державне управління та забезпечує реалізацію законодавства. Тому повинно бути розроблене та затверджене рішення Кабінету Міністрів України, яке дозволить застосовувати наданий алгоритм, з метою запровадження управлінських рішень, які спрямовані на зменшення негативного техногенного навантаження на поверхневий водний об'єкт для реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами.

Однією з причин забруднення поверхневих водних об'єктів, які є джерелами питного водопостачання населених пунктів, є скидання недостатньо очищених господарсько-побутових стічних вод у річки Псел та Ворскла, відповідно до даних регіональних доповідей про стан навколишнього природного середовища та екологічного паспорту Полтавської області.

УкрГМЦ Полтавської області на постійній основі здійснює відбір проб води та обробляє отримані дані річок Псел та Ворскла, проте не враховує їх

взаємний вплив. У таблиці 4.9 наведено значення щодо вмісту забруднюючих речовин відповідно до отриманих даних ДАВР України.

Таблиця 4.9 – Вміст хлоридів та сульфатів у поверхневих водних об'єктах та на підприємствах, які розташовані поблизу постів спостереження

Назва річки	Забруднююча речовина	Концентрація забруднюючої речовини на посту спостереження, мг/дм ³	ГДК*, мг/дм ³	Назва підприємства	Обсяг скиду, млн м ³	Концентрація забруднюючої речовини у стічних водах підприємства, мг/дм ³
Річка Псел (пост 6)	хлориди	21,28	350	КП «Миргородводоканал» смт. Велика Багачка	0,056	317,86
	сульфати	70,25	500			123,21
Річка Ворскла (пост 3)	хлориди	27,35	350	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	20,351	281,43
	сульфати	63,65	500			99,15
Річка Ворскла (пост 4)	хлориди	55,21	350	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,095	288,42
	сульфати	100,27	500			104,21

*Примітка: Відповідно до Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення

З метою підвищення рівня достовірності і надійності оцінки екологічного стану річки Ворскла на основі запропонованої математичної моделі прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну (4.5) визначимо вплив географічно вищерозташованої річки Псел, а за (4.15) визначимо вплив за течією річки Ворскла. Результати розрахунку наведено у таблиці 4.10.

Таблиця 4.10 – Оцінка екологічного стану річки Ворскла

№ з/п	Забруднююча речовина	Концентрація забруднюючої речовини у річці Ворскла, мг/дм ³	Вплив річки Псел, мг/дм ³	Відсоткове значення забруднення у річці Ворскла (пост 4), %	Вплив за течією річки Ворскла, мг/дм ³	Відсоткове значення забруднення у річці Ворскла (пост 4), %
1	Хлориди	55,21	2,05	3,7	13,93	25,2
2	Сульфати	100,27	5,21	5,2	18,31	18,3

У таблиці 4.11 наведено вплив приток на зміну екологічного стану головної водної артерії України.

Таблиця 4.11 – Оцінка екологічного стану річки Дніпро

№ з/п	Забруднююча речовина	Концентрація забруднюючої речовини у річці Дніпро, мг/дм ³	Вплив притоки Псел, мг/дм ³	Відсоткове значення забруднення у річці Дніпро, %	Вплив притоки Ворскла, мг/дм ³	Відсоткове значення забруднення у річці Дніпро, %
1	Хлориди	23,15	0,12	0,5	3,11	13,4
2	Сульфати	34,77	0,22	0,6	4,30	12,4

Отримані дані свідчать про те, що відбувається вплив вищерозташованої притоки на географічно розташовану нижче, а також на зміну екологічного стану головної водної артерії і підтверджує необхідність врахування такого впливу у подальшому, що дозволяє прогнозувати зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів з урахуванням впливу вищерозташованих приток.

Оскільки коефіцієнт екологічного ризику К (4.16) менше 1, тобто перевищення значення ГДК немає, то дані згідно із алгоритмом на рисунку 4.19 надаються до басейнового управління водними ресурсами Середнього Дніпра та Північно-східного міжрегіонального сектору ДАВР України.

Припустимо, що концентрація забруднюючої речовини перевищує ГДК, то інформація додатково надається до Державної екологічної інспекції Полтавської області із розпорядженням виявлення джерела забруднення (підприємство, установа чи організація) та проведення позапланової перевірки. До обов'язків державної екологічної інспекції належить перевірка наявності дозволів на водокористування, технічний стан очисних споруд, проведення

вимірювань та їх відповідність з документацією та інше. За результатами перевірки заповнюються акти та розробляються заходи, які є обов'язковими для виконання підприємством, а також здійснюється постійний контроль за їх дотриманням.

У свою чергу, до функцій БУВР Середнього Дніпра належить координування роботи регіонального офісу водних ресурсів Полтавської області, яке проводить дослідницький моніторинг згідно законодавства України. Після отримання результатів моніторингу БУВР Середнього Дніпра під час виявлення перевищення значення ГДК у встановленому порядку сповіщає територіальний орган Державної служби України з надзвичайних ситуацій, у розглянутому прикладі річки Ворскла до Головного управління Державної служби України з надзвичайних ситуацій у Полтавській області, за умови виникнення загрози життю населенню з метою реагування на ситуацію, з можливістю визначення території розповсюдження забруднюючої речовини та ліквідації наслідків, які в оперативному порядку сповіщають населення та органи місцевого врядування.

Усе вищенаведене підтверджує, що впровадження запропонованої моделі прогнозування екологічного стану водного джерела з урахуванням впливу вищерозташованих приток сприятиме удосконаленню методики оцінки екологічного стану поверхневого водного об'єкта та управління його екологічним станом за басейновим принципом.

Висновки до розділу 4

1. Побудовано та проаналізовано ізолінії концентрацій хлоридів та сульфатів за допомогою програмного забезпечення для геоінформаційних систем, яке знаходиться у відкритому доступі QGIS, а також проведено пошук кореляційних залежностей між концентраціями речовин лівих приток Дніпра (Десна, Сула, Псел, Ворскла та Самара) у постах спостереження для встановлення впливу вищерозташованих приток на розташовані нижче за допомогою скритого градієнту, який підтверджує цей вплив. Встановлено, що

точка з максимальною концентрацією хлоридів з роками переміщується, а для сульфатів з 2018 року до 2024 року точка з максимальною концентрацією знаходиться у м. Кобеляки Полтавської обл. Розраховані значення напрямку та величини градієнта дозволяють стверджувати, що існує вплив не тільки за течією притоки, а і від вищерозташованої притоки до нижчерозташованої. Побудовані ізолінії показали, що тенденція збільшення концентрації хлоридів у річці Дніпро за течією зберігається з роками. Кореляційні залежності між вмістом хлоридів та сульфатів вищерозташованих приток на притоки, що розташовані нижче за течією основної річки вздовж приток підтверджують існування впливу.

2. Встановлено, що вплив розташованих вище приток на нижчерозташовані за постами спостережень описується експоненціальним законом.

3. Побудована математична модель дозволяє прогнозувати вплив вищерозташованих приток на розташовані нижче. Отримані результати розрахунків критерію Колмогорова-Смірнова, Шермана та Стюдента дозволяють стверджувати, що розроблена модель прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів суббасейнів Дніпра є надійною й ефективною та може бути впроваджена під час розрахунків ризику виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру. Ймовірність того, що процес впливу розташованих вище приток на нижчерозташовані за постами спостережень можна описати експоненціальним законом складає більше 95 %.

4. За основі запропонованої математичної моделі проведено порівняльну оцінку впливу лівих приток на екологічний стан річки Дніпро з урахуванням впливу вищерозташованої притоки та з урахуванням впливу від попередніх постів спостереження.

5. Розроблено рекомендації щодо удосконалення методики оцінки, що базується на запропонованій математичній моделі та алгоритму управлінських дій, що застосовує математичну модель щодо забезпечення «доброго» стану поверхневого водного об'єкту (притоки та головна річка) у рамках межуючих суббасейнів.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішено важливу науково-практичну задачу у галузі технологій захисту навколишнього середовища, а саме: підвищення рівня достовірності оцінки екологічного стану поверхневого водного об'єкту шляхом урахування впливу вищерозташованої притоки на розташовану нижче у межах суббасейну на зміну екологічного стану головної водної артерії України.

Найважливіші наукові та практичні результати, одержані в дисертації:

1. Встановлено, що методика дослідження екологічного стану поверхневого водного об'єкту потребує удосконалення, оскільки дослідження якості води поверхневих водних об'єктів у межах області не дає змоги визначити її цілісний екологічний стан, а існуючі підходи не враховують вплив географічно вищерозташованих приток на розташовані нижче за течією основної річки.

2. Проведений аналіз сучасних методик оцінки якості води дозволив визначити, що суттєвим недоліком є неврахування впливу приток за течією основної річки, який призводить до неповноцінної оцінки стану суббасейну.

3. Вдосконалено методику дослідження екологічного стану поверхневого водного джерела (річки Дніпро) шляхом врахування впливу приток у межах суббасейну. На основі отриманих результатів розрахунку доведено, що під час визначення якості води поверхневого водного джерела та встановлення причин погіршення його екологічного стану необхідно враховувати вплив приток.

4. На підставі побудованих ізоліній концентрацій сульфатів та хлоридів вперше доведено, що існує вплив забруднюючих речовин притоки географічно вищерозташованої за течією основної річки на нижчерозташовану притоку.

5. Вперше розроблено математичну модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну, яка дозволяє прогнозувати вплив вищерозташованих приток на розташовані нижче за течією основної річки у межах суббасейну, та враховувати це під час прогнозування змін екологічного стану головної водної артерії.

6. Адекватність розробленої моделі прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів суббасейнів Дніпра доведено результатами критеріальної перевірки, що дозволяє її застосування під час прогнозування можливості виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру та їх наслідків.

7. Доведено, що для отримання більш достовірної інформації під час оцінки екологічного стану основної водної артерії України з метою реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами необхідним є застосування моделі прогнозування екологічного стану з урахуванням впливу вищерозташованих приток. Розроблено рекомендації щодо удосконалення методики оцінки, що базується на запропонованій математичній моделі та алгоритму управлінських дій, що застосовує математичну модель щодо забезпечення «доброго» стану поверхневого водного об'єкту (притоки та головна річка) у рамках межуючих суббасейнів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Хільчевський В. К. Моніторинг вод в Україні: методи оцінювання якості води для різних цілей у зв'язку зі змінами нормативної бази (2014-2021 рр.). *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2021. № 3(61). С. 6–19. doi: 10.17721/2306-5680.2021.3.1
2. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р., Кравчинський Р. Л. Екологічна стандартизація та запобігання впливу відходів на довкілля: навч. посібник. Київ. 2016, 192 с.
3. Rhine 2020. Program on the sustainable development of the Rhine. Conference of Rhine Ministers 2001. Amsterdam. 2001, 27 p. URL: <https://www.iksr.org/en/icpr/rhine-2020>
4. Rhine 2040. The Rhine and its Catchment: Sustainably Managed and Climate-resilient 16th Rhine Ministerial Conference. International Commission for the Protection of the Rhine (13 February 2020 p.). Amsterdam. 2020, 27 с. URL: <https://www.iksr.org/de/iksr/rhein-2040>
5. Шахман І. О. Екологічна оцінка якості води середньої течії річки Південний Буг за гідрохімічними показниками. *Екологія, іхтіологія та аквакультура*. Таврійський науковий вісник. 2020. Вип. 113. С. 260–266.
6. Безсонний В. Л., Третьяков О. В., Халмурадов Б. Д. Система моніторингу поверхневих вод в умовах впровадження басейнового підходу до управління водними ресурсами. Другі Сумські наукові географічні читання: зб. матеріалів Всеукраїнської наукової конференції, 10–12 лист. 2017 р. Суми: СумДПУ імені А.С. Макаренка, Сумський відділ Українського географічного товариства. 2017. С.117–120.
7. Порядок здійснення державного моніторингу вод: постанова Каб. Міністрів України від 19.09.2018 р №758. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-%D0%BF#n11>
8. Чиста вода. URL: <https://texty.org.ua/water/>

9. Прозорість і підзвітність у державному управлінні та послугах / ТАРАС: веб сайт URL: <https://tapas.org.ua/>
10. Слободник Я., Алігізакіс Н., Освальд П. Скринінговий моніторинг річкового басейну Дніпра. Результат 2. Інститут довкілля. Словаччина. 2021, 34 с.
11. Водний кодекс України: від 06.06.1995 р. № № 213/95-ВР: станом на 19 квіт. 2024 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр#Text>
12. Про затвердження Типового положення про басейнові ради : наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 26 січня 2017 р. №23. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0231-17#Text>
13. Директива 2000/60/ЕС Європейського парламенту та Ради: про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики, від 23 жовтня 2000 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text
14. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р., Кравчинський Р. Л., Чунарьов О. В. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона: навч. посібник. Київ. 2015, 156 с.
15. План управління річковим басейном Дніпра 2025–2030. Міністерство захисту довкілля і природних ресурсів. 2023 р. URL: <https://bit.ly/41zGGOz>
16. Порядок розроблення плану управління річковим басейном: постанова Каб. Міністрів України від 18.05.2017 р. №336. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/336-2017-%D0%BF#n8>
17. Чугай А. В., Сафронов Т. А. Методи оцінки техногенного впливу на довкілля: навч. посібник. Одеса. 2021, 118 с.
18. Екологічні основи управління водними ресурсами: навч. посіб. / А .І. Томільцева та ін. Київ. 2017, 200 с.
19. Uddin M. G., Nash S., Olbert A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. Ecological Indicators. 2021. № 122. P. 1–21. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.107218
20. Гриценко А. В. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Харків: УкрНДІЕП. 2012, 37 с.

21. Аналіз відомих методик визначення індексу якості води, що придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів / С. А. Коваленко, Р. В. Пономаренко, О. В. Третьяков, Є. В. Іванов. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Харків, 2023. 13(1/2023). С. 68–74. doi:10.52363/2522-1892.2023.1.9
22. Василенко Л. О., Жукова О. Г., Русінов Т. О. Оцінка якості води річки Случ за гідрохімічними показниками. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. 2016. Вип. 27. С. 24–29.
23. Water Pollution Characteristics and Assessment of Lower Reaches in Haihe River Basin / X. Liu et al. *Procedia Environmental Sciences: International Conference on Ecological Informatics and Ecosystem Conservation (ISEIS 2010)*, Beijing, 27–29 August 2010. P. 199–206. doi: 10.1016/j.proenv.2010.10.024
24. Mekuria D. M., Kassegne A. B., Asfaw S. L. Assessing pollution profiles along Little Akaki river receiving municipal and industrial wastewaters, Central Ethiopia: implications for environmental and public health safety. *Heliyon*. 2021. № 7, Vol. 7. P. 1–14. doi: 10.1016/j.heliyon.2021.e07526
25. Безсонний В. Л., Некос А. Н., Сапун А. В. Екологічна оцінка якості води Канівського водосховища. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2022. № 38. С. 85–96. doi: 10.26565/1992-4224-2022-38-08
26. Ентропійний підхід до оцінки екологічного стану водотоку / В. Л. Безсонний та ін. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна Серія «Екологія»*. 2022. Вип. 27. С. 6–19. doi: 10.26565/1992-4259-2022-27-01
27. Моніторинг екологічної безпеки водотоків за кисневими показниками / В. Л. Безсонний та ін. *Техногенно-екологічна безпека*. 2021. Т. 10. № 2. С. 75–83. doi: 10.52363/2522-1892.2021.2.12
28. Egbueri J. C., Ameh P. D., Unigwe C. O. Integrating entropy-weighted water quality index and multiple pollution indices towards a better understanding of drinking water quality in Ojoto area, SE Nigeria. *Scientific African*. 2020. Vol. 10. P. 1–18. doi: 10.1016/j.sciaf.020.e00644

29. Безсонний В. Л. Підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання шляхом удосконалення басейнового принципу управління водними ресурсами: дис. ... канд. техн. наук: 21.06.01. Суми. 2018, 214 с.

30. Інтегральна оцінка екологічного стану Дніпровського водосховища / В. Л. Безсонний та ін. *Техногенно-екологічна безпека*. 2022. № 1. Т. 35. С. 209–227. doi: 10.52363/2524-0226-2022-35-16

31. Uddin M. G., Nash S., Olbert A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*. 2021. № 122. P. 1–21. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.107218

32. Effendi H., Romanto, Wardiatno Y. Water quality status of Ciambulawung River, Banten Province, based on pollution index and NSF-WQI. *Procedia Environmental Sciences*. 2015. № 24. P. 228–237. doi: 10.1016/j.proenv.2015.03.030

33. Rahman K., Barua S., Imran H. Assessment of water quality and apportionment of pollution sources of an urban lake using multivariate statistical analysis. *Cleaner Engineering and Technology*. 2021. Vol. 5. P. 1–13. doi: 10.1016/j.clet.2021.100309

34. Бреус Д. С., Левченко М. В. Методи оцінювання та нормування якості природних водних ресурсів. *Таврійський науковий вісник*. № 110. Частина 2. 2019. С. 126–131. doi: 10.32851/2226-0099.2019.110-2.20

35. Wang B., Wang Y., Wang S. Improved water pollution index for determining spatiotemporal water quality dynamics: Case study in the Erdao Songhua River Basin, China. *Ecological Indicators*. 2021. № 129. С. 1–12. doi: 10.1016/j.ecolind.2021.107931

36. Said A., Stevens D. K., Sehlke G. An innovative index for evaluating water quality in streams. *Environmental Management*. 2004. Vol. 34. P. 404–414. doi: 10.1007/s00267-004-0210-y

37. Costs and benefits of the development methods of drinking water quality index: A systematic review / X. Han et al. *Ecological Indicators*. 2022. Vol. 144. С. 1–12. doi: 10.1016/j.ecolind.2022.109501

38. Xu H., Gao Q., Yuan B. Analysis and identification of pollution sources of comprehensive river water quality: Evidence from two river basins in China. *Ecological Indicators*. 2022. Vol. 135. P. 1–13. doi: 10.1016/j.ecolind.2022.108561
39. Surface Water Quality of Selected Tributaries Flowing Through Two Districts, Ho Chi Minh City, Vietnam / L. Vu et al. *Journal of Nano- and Electronic Physics*. 2022. Том. 14. №. 3. С. 03002-1–03002-5. doi: 10.21272/jnep.14(3).03002
40. Water quality evaluation and ecological-health risk assessment on trace elements in surface water of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau / L. Li et al. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2022. Vol. 241. С. 1–10. doi: 10.1016/j.ecoenv.2022.113775
41. Marselina M., Wibowo F., Mushfiroh A. Water quality index assessment methods for surface water: A case study of the Citarum River in Indonesia. *Heliyon*. 2022. Vol. 8. P. 1–10. doi: 10.1016/j.heliyon.2022.e09848
42. Assessing and forecasting water quality in the Danube River by using neural network approaches / P.-L. Georgescu et al. *Science of the Total Environment*. 2023. Vol. 879. P. 1–14. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.162998
43. A novel AI-based approach for modelling the fate, transportation and prediction of chromium in rivers and agricultural crops: A case study in Iran / A. Montazeri et al. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2023. Vol. 263. P.1–15. doi: 10.1016/j.ecoenv.2023.115269
44. Дендюк М. В., Сало М. Ф., Тарасюк О. Л. Математичне моделювання розповсюдження забруднюючих речовин у річках. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2013. Вип. 23 (16). С. 370–373.
45. Волошкіна О. С. Моделі і методи прогнозу забруднення водних ресурсів. *Екологічна безпека та природокористування*. 2014. Вип. 16. С. 5–13.
46. Assessment of urban river water quality using modified NSF water quality index model at Siliguri city, West Bengal, India / Parween, S. et al. *Environmental and Sustainability Indicators*. 2022. Vol. 16. doi: 10.1016/j.indic.2022.100202

47. Nassehi, V., Bikangaga, J. H. A mathematical model for the hydrodynamics and pollutants transport in long and narrow tidal rivers. *Applied Mathematical Modelling*. 1993. Vol. 17. 415–422. doi: 10.1016/0307-904X(93)90116-X

48. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Титаренко А.В. Аналіз відомих сучасних математичних моделей, що найбільш придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів України. Безпека людини у сучасних умовах: збірник доповідей XIV Міжнародної науково-методичної конференції та 149 Міжнародної наукової конференції Європейської Асоціації наук з безпеки (EAS), м. Харків: НТУ «ХП», 1–2 грудня 2022 р. С. 175–176.

49. Прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела в умовах водної екосистеми басейну Дніпра / Р. В. Пономаренко та ін. *Техногенно-екологічна безпека*. 2020. Вип. 7(1/2020). С. 51–56. doi: 10.5281/zenodo.3780086

50. Підвищення ефективності прогнозування впливу техногенного забруднення на поверхневі водойми / О. В. Третьяков та ін. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. 2019. № 1(29). С. 61–78. doi: 10.5281/zenodo.2602648

41. Визначення екологічних нормативів для басейну річки Уди в межах Харківської області. / О. В. Рибалова та ін. *World Science*. 2019. № 1(41). Вип. 1. С. 36–43. doi: 10.31435/rsglobal_ws/31012019/6296

52. Рибалова О. В., Ступка Т. П. Прогноз екологічного стану басейну річки Оскіл в Харківській області методом Хольта-Уінтерса. *Science and Education: Problems, Prospects and Innovations: Proceedings of VIII International Scientific and Practical Conference*, 28–30 квіт. 2021. Кіото, Японія. С. 606–612.

53. Ковальчук П. І., Герус А. В. Математичне моделювання та прогнозування поширення забруднень в річках при аварійних ситуаціях. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2013. № 1(7). С. 119–123.

54. Прогнозування якості води в річках Дунай та Сіверський Донець за допомогою геоінформаційних технологій / О. Г. Васенко та ін. *World Science*. 2019. № 11(51). Вип. 1. С. 45–49. doi: 10.31435/rsglobal_ws/30112019/6766

55. Зацерковний В. І., Плічко Л. В. Аналіз підходів щодо створення бази геоданих геоінформаційних систем моніторингу якості поверхневих вод. *Наукові технології*. 2018. № 1(37). С. 114–124. doi: 10.18372/2310-5461.37.12431
56. Water quality index (WQI), multivariate statistical and GIS for assessment of surface water quality of Karamana river estuary, west coast of India / A. Shanmugasundharam et al. *Total Environment Research Themes*. 2023. Vol. 6. P.1–12. doi: 10.1016/j.totert.2023.100031
57. Probability maps of anthropogenic impacts affecting ecological status in European rivers / O. Vigiak et al. *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 126. P.1–19. doi: 10.1016/j.ecolind.2021.107684
58. Drinking water quality assessment of river Ganga in West Bengal, India through integrated statistical and GIS techniques / Syed Yakub Ali et al. *Water Science & Technology*. 2021. № 10–11, Vol 84. P. 2997–3017. doi: 10.2166/wst.2021.293
59. Шахман І. О. Екологічна оцінка якості води середньої течії річки Південний Буг за гідрохімічними показниками. Екологія, іхтіологія та аквакультура. *Таврійський науковий вісник*. 2020. Вип. 113. С. 260–266.
60. Магась Н. І., Трохименко А. Г. Оцінка сучасного антропогенного навантаження на басейн річки Південний Буг. *Екологічна безпека*. 2013. №2/2013. Вип. 16. С. 48–52.
61. Перванчук М. В., Рибонька В. В. Дослідження та оцінка техногенного навантаження на водні екосистеми річки Соб. *Сільське господарство та лісівництво*. 2015. Вип. 2. С. 111–118.
62. Комплексна оцінка антропогенних навантажень та наслідків їх впливу на екологічний стан водних об'єктів (на прикладі річки Грузька Кіровоградської області) / Н. С. Лобода та ін. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2023. № 31. С. 103–121. doi: 10.31481/uhmj.31.2023.07
63. Вовкодав Г. М. Оцінювання якості водних ресурсів (на прикладі річки Чорний Ташлик). *Охорона навколишнього середовища*. 2018. Вип. 3/2018. С. 81–87.

64. Groundwater quality in the vicinity of a dumpsite in Lagos metropolis, Nigeria / C. S. S. Ferreira et al. *Geography and sustainability*. 2023. Vol. 4, Issue 4. P. 379–390. doi: 10.1016/j.geosus.2023.09.005

65. Water quality benefits from an advice-led approach to reducing water pollution from agriculture in England / A. J. H. Davey et al. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2020. Vol. 296. P.1–9. doi: 10.1016/j.agee.2020.106925

66. Wątor K., Zdechlik R. Application of water quality indices to the assessment of the effect of geothermal water discharge on river water quality – case study from the Podhale region (Southern Poland). *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 121. P. 1–14. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.107098

67. Protection of drinking water resources from agricultural pressures: Effectiveness of EU regulations in the context of local realities/ S. Wuijts et al. *Journal of Environmental Management*. 2021. Vol. 287. P. 1–11. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112270

68. Study on river health assessment based on a fuzzy matter-element extension model / C. Shan et al. *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 127. P. 1–7. doi: 10.1016/j.ecolind.2021.107742

69. Genotoxicity of source, treated and distributed water from four drinking water treatment plants supplied by surface water in Sardinia, Italy / D. Feretti et al. *Environmental research*. 2020. Vol. 183. P. 1–9. doi: 10.1016/j.envres.2020.109385

70. Alharbi T. Assessment of the Biyadh groundwater quality and geochemical process in Saudi Arabia using statistical, modelling, and WQI methods. *Journal of King Saud University – Science*. 2023. № 8. Vol. 35. P. 1–10. DOI: 10.1016/j.jksus.2023.102847

71. Prediction of groundwater quality index to assess suitability for drinking purpose using averaged neural network and geospatial analysis / S. H. Ahn et al. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2023. Vol. 265. P. 1–9. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2023.115485

72. A comprehensive review on the design and optimization of surface water quality monitoring networks / J. Jiang et al. *Environmental Modelling & Software*. 2020. Vol. 132. DOI: 10.1016/j.envsoft.2020.104792

73. Третьяков О. В., Безсонний В. Л. Оцінка впливу стічних вод на екологічний стан річки Сіверський Донець. *Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету*. 2015. Вип. 71. С.103–108.

74. Жук В. М., Коробкова Г. В. Інтегральна оцінка сучасного якісного стану р. Сіверський Донець у межах Харківської області. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2015. № 1-2. С. 103–109.

75. Коробкова Г. В. Сучасний екологічний стан басейну річки Сіверський Донець в межах Харківської області. *Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна серія «Екологія»*. 2016. Вип. 14. С. 66 – 70.

76. Крайнюк О. М. Сучасний екологічний стан водний об'єктів басейну річки Сіверський Донець. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2015. № 3–4. С. 71–77.

77. Федіна Н. О., Лобода Н. С. Оцінка екологічних ризиків критичного та катастрофічного забруднення поверхневих вод річки Лопань біогенними речовинами. Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування: матеріали Міжнародної наукової конференції за участю молодих науковців, 21–22 вер. 2022 р. Одеса: ОДЕКУ, 2022. С. 145–148.

78. Чугай А. В., Джура О. С. Оцінка забруднення і техногенного навантаження на поверхневі води Одеської області. *Екологічна безпека*. 2018. № 2/2018. Вип. 26. С. 59–63. doi: 10.30929/2073-5057.2018.2.59-63

79. Чугай А. В., Глод А. В. Оцінка техногенного навантаження поверхневі води Чернігівської області. Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022: колективна монографія. Дніпро. 2022. С. 534–548. doi: 10.23939/monograph2022

80. Мітрясова О. П., Селіванова А. М. Оцінка екологічного стану поверхневих водних ресурсів Миколаївської області. *Наукові праці. Екологія*. 2014. Вип. 220, т. 232. С. 92–96.

81. Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply / R. Ponomarenko et al. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2020. №3/10(105). С. 54–62. doi: 10.15587/1729-4061.2020.206125

82. Пічура В. І., Потравка Л. О., Скок С. В. Екологічний стан акваторії річки Дніпро у зоні впливу урбосистем (на прикладі міста Херсон). *Водні біоресурси і акваторія*. 2019. Т. 5 С. 19–34. doi: 10.32851/wba.2019.2.2

83. Пічура В. І., Потравка Л. О. Екологічний стан басейну річки Дніпро та удосконалення механізму організації природокористування на водозабірній території. *Водні біоресурси і акваторія*. 2021. №1. Т. 14. С. 170–200. doi: 10.32851/wba.2021.1.14

84. Скок С. В. Методичні аспекти оцінки впливу міських стічних вод на якість річки Дніпро. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2020. № 2(8). С.251–267. doi: 10.32851/wba.2020.2.20

85. Визначення екологічного стану головного джерела водопостачання України / Р. В. Пономаренко та ін. *Техногенно-екологічна безпека*. 2020. № 6(2/2019). С. 69–77. doi: 10.5281/zenodo.3559035

86. Кулікова Д. В. Оцінка якісного стану водних об'єктів, що перебувають під впливом скиду шахтних вод. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. 2019. № 1(24). Т. 1. С. 112–116. doi: 10.32846/2306-9716-2019-1-24-1-19

87. Кочет В. М., Христов О. О., Загубіженко Н. І. Проблема скиду шахтних вод у р. Самара в контексті впливу на біотичні компоненти її екосистеми. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2006. № 14(2). С. 86–92.

88. Данильченко О. С. Річкові басейни Сумської області: геоекологічний аналіз: монографія. Суми: СумДПУ імені А.С. Макаренка, 2019. 271 с.

89. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко та ін. Київ: Символ-Т. 1998, 28 с.

90. Екологічна оцінка якості поверхневих вод верхів'я басейну Прип'яті в Україні за різними методиками / В. К. Хільчевський та ін. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2021. Вип. 31(1). С. 71–80. doi: 10.15421/112207

91. Прохорова Л., Непша О., Зав'ялова Т. Якість поверхневих та підземних вод Запорізької області та її вплив на здоров'я населення. Філософія здоров'я – здоровий спосіб життя – здорова нація : зб. ст., тез і доп. Всеукр. наук.-практ. конф., 25 квіт. 2018 р. м. Херсон : ХДАЕУ. 2018. С. 202–209.

92. Прохорова Л. А., Непша О. В., Зав'ялова Т. В. Геоєкологічні проблеми використання підземних вод Запорізької області та шляхи їх вирішення. Екологічні дослідження у вищих навчальних закладах: зб. наук. праць I Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю. Херсон: ХДУ. 2018. С. 159–162.

93. Про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10): наказ Міністерства охорони здоров'я від 12.05.2010 № 400. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>

94. Франчук Г. М., Маджд С. М., Бондар А. В. Комплексна оцінка якості водних екосистем, забруднених скидами стічних вод аеропорту. *Наукоємні технології*. 2014. № 2(22). С. 246–249.

95. Шуканова А. А., Сафронов О. С. Використання підземних вод Полтавщини та їх характеристика. Освітні й наукові виміри географії та туризму: матеріали Всеукр. науково-практ. інтернет-конф. для студентів, аспірантів, молодих вчен., 18 листоп. 2020 р., Полтава: ПНПУ імені В. Г. Короленка. 2020. С. 43–42.

96. Степова О. В., Рома В. В. Оцінка біогенного забруднення поверхневих водойм Полтавської області. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2016. № 1–2. С. 93–97.

97. Фесенко О. Г. Характеристика нітратного забруднення поверхневих і підземних вод Полтавського регіону. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2014. № 1. С. 121–124.

98. Лобода Н. С., Пилип'юк В. В. Оцінка екологічного стану річок Псел та Ворскла по рівню використання в транскордонній зоні «росія – Україна». *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2012. Вип. 14. С. 151–159.
99. Горват А. А., Молнар О. О., Мінкович В. В. Методи обробки експериментальних даних з використанням MS Excel: навч. посібник. Ужгород, 2019. 160 с.
100. Статистичний аналіз даних вимірювань: навч. посібник / В.С. Єременко, Ю.В. Куц, В.М. Мокійчук, О.В. Самойліченко. Київ: НАУ, 2013. 320 с.
101. Екологічна оцінка найбільшої притоки річки Дніпро в межах України / С. А. Коваленко та ін. *Український журнал будівництва та архітектури*. Дніпро. 2022. № 4 (010). С. 65–75. doi: 10.30838/J.BPSACEA.2312.250822.65.879
102. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третьяков О.В., Титаренко А.В., Іванов Є.В. Визначення екологічного стану річки Десна у межах України. Безпека життєдіяльності в ХХІ столітті: тези допов. ІХ Міжнародної науково-практичної конференції, м. Дніпро: ПДАБА, 17–18 листопада 2022 р. С. 12–13.
103. Цитлішвілі К. О. Екологія іммобілізованого азоттрансформуючого мікробіоценозу в системах очистки стічних вод : дис. ... доктор філософії : 101 / УКРНДІЕП. Харків, 2021. 187 с.
104. Державна служба статистики України. Офіційний веб-сайт. URL: <http://www.ukrstat.gov.ua/>
105. Правила приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення. Затв. наказом Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України від 01.12.2017 № 316.
106. Чисельність наявного населення України на 1 січня 2017 року / за ред. Г.М. Тимошенко. Київ: Державна служба статистики України, 2017 112 с.
107. Чисельність наявного населення України на 1 січня 2022 року. Статистичний збірник / за ред. М. Тимоніної. Київ: Державна служба статистики України, 2022. 82 с.

108. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Дармофал Є.А. Екологічний стан басейну річки Сула. «Проблеми пожежної безпеки 2022» («Fire Safety Issues 2022»): матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, м. Харків: НУЦЗ України, 12 жовтня 2022 р. С. 365–367.

109. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В. Умови та чинники для застосування басейнового принципу управління водними ресурсами. Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту: матеріали міжнародної науково-практичної конференції молодих учених. Харків: НУЦЗ України, 20–21 квітня, 2023 р. С. 411.

110. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третьяков О.В., Іванов Є.В. Дослідження зміни екологічного стану річки Псел. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Харків, 2021. Вип. 10(2/2021). С. 45–51. doi: 10.52363/2522-1892.2021.2.7

111. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В. Дослідження зміни екологічного стану річки Псел. Актуальні проблеми безпеки на транспорті, в енергетиці, інфраструктурі: матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції, м. Херсон: морський інститут імені контр-адмірала Ф.Ф. Ушакова, 8–11 вересня 2021 р. С. 368–371.

112. S. Kovalenko, R. Ponomarenko, O. Tretyakov, Ye. Ivanov. Identification of New Temporal-Spatial and Seasonal Trends in the Ecological Status of Surface Water Bodies. Modern Scientific Research: Achievements, Innovations and Development Prospects: The 12th International scientific and practical conference, Berlin, Germany, May 22–24, 2022. P. 177–183.

113. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Асоцький В.В. Визначення екологічного стану річки Самара. Надзвичайні ситуації: безпека та захист: матеріали XII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю, м. Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, 27–28 жовтня 2022 р. С. 99–100.

114. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третьяков О.В. Вплив якості води лівих приток Дніпра на зміну його екологічного стану. Молоді вчені 2024 –

від теорії до практики: XIV Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти і молодих учених. Дніпро: УДУНТ, 21 березня 2024 р. С. 211–214.

115. Україна – швидка оцінка завданої шкоди та потреб на відновлення: лютий 2022–лютий 2023 (Ukrainian). Washington, D.C.: World Bank Group, 2023. 164 с. URL: <http://documents.worldbank.org/curated/en/099062823034041908/P18017401fe8430010af21016afb4ebc8c4>

116. Water resources allocation based on water resources supply-demand forecast and comprehensive values of water resources / Zhang F., Wu Z., Di D., Wang H. *Journal of hydrology: regional studies*. 2023. Vol. 47. P. 1–19. doi: 10.1016/j.ejrh.2023.101421

117. Сніжко С., Шевченко О., Дідовець Ю. Аналіз впливу кліматичних змін на водні ресурси України (повний звіт за результатами проекту). Київ: Центр екол. ініціатив «Екодія», 2021. 72 с.

118. Коваленко С.А. Вплив обміну ґрунтовими водами між притоками на екологічну якість вод поверхневих водних об'єктів. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Харків, 2023. 14(2/2023). С. 98–103. doi: 10.52363/2522-1892.2023.2.10

119. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третьяков О.В. Визначення взаємного впливу лівих приток Дніпра. Надзвичайні ситуації: безпека та захист: матеріали XIV Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю. Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, 24–25 жовтня 2024 р. С. 31–32.

120. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Дармофал Є.А. Визначення взаємного впливу поверхневих водних об'єктів з урахуванням наявності ґрунтових вод (на прикладі річок Сула та Псел). Екологічно орієнтована вища освіта. Методологія та практика – 2023: збірник матеріалів Всеукраїнської конференції з проблем вищої освіти з міжнародною участю (27 жовтня 2023 р.). Харків. 2023. С. 37 – 39.

121. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Дармофал Є.А. Дослідження взаємного впливу поверхневих водних об'єктів з урахуванням геологічного впливу (на прикладі річок Десна та Сула). Екологічно сталий розвиток урбосистем: виклики та рішення в контексті євроінтеграції України: матеріали Всеукр. наук.-практ. інтернет-конф.: до дня пам'яті Ф. В. Стольберга. Харків: ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2–3 листопада 2023 р. С. 230–232.

122. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Щербак С.С. Аналіз впливу вод річки Псел на якість води річки Ворскла з урахуванням їх геологічного впливу. Безпека людини у сучасних умовах: збірник доповідей XIV Міжнародної науково-методичної конференції та 149 Міжнародної наукової конференції Європейської Асоціації наук з безпеки (EAS), м. Харків: НТУ «ХПІ», 7–8 грудня 2023 р. С. 171–173.

123. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В. Вплив ґрунтових вод на якість води поверхневих водних об'єктів. Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту: матеріали міжнародної науково-практичної конференції молодих учених. Харків: НУЦЗ України, 25–26 квітня 2024 р. С. 7.

124. Коваленко С.А. Математична модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів з урахуванням впливу вищерозташованих приток. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Харків, 2024. 16(2/2024). С.46–53. doi: 10.52363/2522-1892.2024.2.7

125. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третьяков О.В. Роль лівих приток Дніпра у реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами. Екологічна безпека в умовах війни: збірник тез доповідей V Міжнародної науково-практичної конференції. Львів: ЛДУБЖД, 21 листопада 2024 р. С. 30–32.

ДОДАТОК А

**Середньорічний вміст забруднюючих речовин, ммоль/дм³
на постах спостереження лівих приток Дніпра**

Таблиця А.1 – Середньорічний вміст NH_4^+ , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Десна

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,031	0,027	0,020	0,021	0,025	0,024
2017	0,030	0,027	0,028	0,026	0,026	0,023
2018	0,030	0,028	0,025	0,027	0,026	0,023
2019	0,027	0,024	0,024	0,019	0,022	0,027
2020	0,021	0,021	0,026	0,026	0,022	0,019
2021	0,030	0,028	0,019	0,020	0,022	0,018
2022	0,017	0,017	0,020	0,021	0,018	0,012
2023	0,019	0,019	0,013	0,012	0,015	0,014
2024	0,028	0,024	0,025	0,023	0,033	0,031

Таблиця А.2 – Середньорічний вміст NO_3^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Десна

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,024	0,023	0,024	0,023	0,021	0,021
2017	0,031	0,031	0,029	0,031	0,027	0,025
2018	0,025	0,023	0,022	0,024	0,029	0,030
2019	0,030	0,028	0,027	0,025	0,025	0,029
2020	0,027	0,027	0,027	0,026	0,027	0,026
2021	0,024	0,027	0,029	0,029	0,026	0,025
2022	0,025	0,025	0,025	0,027	0,025	0,026
2023	0,025	0,025	0,026	0,026	0,025	0,023
2024	0,022	0,020	0,020	0,021	0,019	0,026

Таблиця А.3 – Середньорічний вміст NO_2^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Десна

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,0011	0,0013	0,0009	0,0010	0,0010	0,0011
2017	0,0016	0,0013	0,0012	0,0013	0,0011	0,0009
2018	0,0013	0,0013	0,0013	0,0012	0,0010	0,0012
2019	0,0011	0,0010	0,0007	0,0008	0,0009	0,0011
2020	0,0012	0,0013	0,0011	0,0010	0,0009	0,0009
2021	0,0013	0,0012	0,0012	0,0011	0,0012	0,0008
2022	0,0012	0,0010	0,0007	0,0007	0,0008	0,0008
2023	0,0009	0,0010	0,0008	0,0010	0,0009	0,0009
2024	0,0011	0,0011	0,0010	0,0011	0,0010	0,0011

Таблиця А.4 – Середньорічний вміст SO_4^{2-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Десна

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,39	0,38	0,40	0,40	0,37	0,45
2017	0,41	0,38	0,40	0,41	0,38	0,50
2018	0,38	0,39	0,32	0,35	0,32	0,37
2019	0,36	0,35	0,37	0,38	0,36	0,42
2020	0,34	0,34	0,42	0,43	0,42	0,41
2021	0,42	0,35	0,30	0,30	0,36	0,37
2022	0,36	0,36	0,42	0,43	0,38	0,39
2023	0,37	0,33	0,31	0,34	0,40	0,40
2024	0,26	0,30	0,35	0,34	0,40	0,46

Таблиця А.5 – Середньорічний вміст PO_4^{3-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Десна

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,005	0,004	0,004	0,004	0,005	0,004
2017	0,004	0,003	0,002	0,002	0,003	0,003
2018	0,005	0,005	0,003	0,003	0,004	0,004
2019	0,005	0,004	0,003	0,004	0,004	0,005
2020	0,004	0,004	0,004	0,003	0,004	0,004
2021	0,006	0,005	0,004	0,004	0,006	0,005
2022	0,004	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005
2023	0,005	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005
2024	0,006	0,005	0,005	0,005	0,005	0,006

Таблиця А.6 – Середньорічний вміст Cl^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Десна

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,44	0,45	0,47	0,51	0,49	0,45
2017	0,49	0,52	0,49	0,52	0,51	0,44
2018	0,41	0,43	0,47	0,48	0,41	0,52
2019	0,42	0,40	0,40	0,48	0,45	0,48
2020	0,45	0,42	0,45	0,46	0,40	0,45
2021	0,39	0,35	0,34	0,31	0,38	0,35
2022	0,34	0,33	0,36	0,40	0,37	0,40
2023	0,33	0,34	0,35	0,42	0,33	0,31
2024	0,36	0,44	0,47	0,50	0,51	0,49

Таблиця А.7 – Середньорічний вміст NH_4^+ , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Сула

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016			0,024	1,230
2017			0,029	0,036
2018	0,014	0,019	0,027	0,027
2019			0,020	0,015
2020			0,011	0,009
2021			0,021	0,025
2022			0,014	0,026
2023	0,021	0,018	0,021	0,027
2024			0,022	0,032

Таблиця А.8– Середньорічний вміст NO_3^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Сула

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016			0,017	0,020
2017			0,012	0,036
2018	0,020	0,022	0,012	0,026
2019			0,014	0,019
2020			0,016	0,031
2021			0,044	0,020
2022			0,008	0,014
2023	0,056	0,057	0,022	0,061
2024			0,013	0,015

Таблиця А.9 – Середньорічний вміст NO_2^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Сула

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016			0,002	0,001
2017			0,001	0,002
2018	0,001	0,001	0,001	0,001
2019			0,001	0,001
2020			0,001	0,001
2021			0,001	0,001
2022			0,001	0,001
2023	0,003	0,003	0,001	0,001
2024			0,001	0,001

Таблиця А.10 – Середньорічний вміст SO_4^{2-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Сула

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016			0,88	1,05
2017			0,75	0,74
2018	0,42	0,49	0,66	0,76
2019			0,53	0,49
2020			0,47	0,65
2021			0,80	0,70
2022			0,67	0,78
2023	0,60	0,73	0,51	0,55
2024			0,47	0,53

Таблиця А.11 – Середньорічний вміст PO_4^{3-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Сула

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016			0,008	0,010
2017			0,010	0,007
2018	0,003	0,003	0,006	0,007
2019			0,004	0,004
2020			0,006	0,006
2021			0,005	0,009
2022			0,003	0,004
2023	0,006	0,007	0,004	0,005
2024			0,008	0,005

Таблиця А.12 – Середньорічний вміст Cl^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Сула

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016			1,26	1,40
2017			1,74	1,29
2018	1,02	1,02	1,51	1,37
2019			1,30	1,35
2020			1,35	1,27
2021			1,08	1,40
2022			1,50	2,08
2023	1,03	1,02	1,23	1,22
2024			1,15	1,56

Таблиця А.13 – Середньорічний вміст NH_4^+ , ммоль/дм³
на постах спостереження річки Псел

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,014	0,020	0,015	0,020	0,021	0,026
2017	0,022	0,022	0,044	0,028	0,024	0,021
2018	0,013	0,019	0,027	0,027	0,026	0,020
2019	0,020	0,021	0,030	0,023	0,027	0,012
2020	0,029	0,026	0,027	0,024	0,024	0,007
2021	0,021	0,025	0,039	0,026	0,027	0,010
2022	0,017	0,019	0,031	0,021	0,020	0,014
2023	0,020	0,020	0,036	0,026	0,026	0,025
2024	0,014	0,013	0,019	0,016	0,017	0,023

Таблиця А.14 – Середньорічний вміст NO_3^- , ммоль/дм³
на постах спостереження річки Псел

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	2,47	4,60	4,45	5,50	4,28	2,36
2017	2,80	3,40	3,36	3,51	3,07	1,51
2018	1,67	3,08	2,40	2,79	3,60	2,27
2019	2,23	2,61	3,90	4,24	3,85	2,08
2020	3,69	5,70	5,84	3,97	4,51	2,03
2021	1,24	1,36	2,45	1,46	1,42	1,66
2022	1,09	2,56	3,32	2,72	3,06	2,10
2023	2,68	2,60	2,63	3,15	2,98	1,50
2024	1,55	2,26	2,74	1,53	1,33	2,08

Таблиця А.15 – Середньорічний вміст NO_2^- , ммоль/дм³
на постах спостереження річки Псел

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,001	0,000	0,003	0,002	0,006	0,001
2017	0,000	0,001	0,003	0,002	0,002	0,001
2018	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001
2019	0,001	0,011	0,002	0,002	0,004	0,001
2020	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001
2021	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001
2022	0,000	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001
2023	0,001	0,001	0,004	0,003	0,002	0,001
2024	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001

Таблиця А.16 – Середньорічний вміст SO_4^{2-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Псел

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,78	0,93	0,94	0,92	0,77	1,10
2017	0,49	0,62	0,96	0,93	0,87	1,00
2018	0,47	0,69	0,81	0,82	0,95	0,78
2019	0,63	0,72	0,91	0,83	0,86	0,82
2020	0,69	0,65	0,70	0,69	0,72	0,86
2021	0,54	0,50	0,58	0,54	0,50	0,83
2022	0,31	0,37	0,44	0,39	0,35	0,84
2023	0,30	0,36	0,40	0,51	0,44	0,72
2024	0,51	0,64	0,67	0,60	0,63	0,74

Таблиця А.17 – Середньорічний вміст PO_4^{3-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Псел

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,012	0,013	0,016	0,018	0,014	0,008
2017	0,008	0,006	0,009	0,007	0,007	0,008
2018	0,007	0,005	0,005	0,007	0,007	0,007
2019	0,006	0,007	0,011	0,010	0,009	0,005
2020	0,004	0,005	0,005	0,005	0,005	0,007
2021	0,010	0,018	0,012	0,006	0,006	0,004
2022	0,005	0,005	0,009	0,006	0,006	0,004
2023	0,014	0,013	0,017	0,013	0,013	0,004
2024	0,009	0,008	0,010	0,010	0,010	0,004

Таблиця А.18 – Середньорічний вміст Cl^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Псел

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4	П5	П6
2016	0,40	0,54	0,43	0,78	1,09	1,04
2017	0,38	0,59	0,60	0,76	0,73	0,82
2018	0,39	0,44	0,42	0,43	0,44	0,64
2019	0,48	0,54	0,63	0,67	0,66	0,67
2020	0,38	0,37	0,43	0,52	0,56	0,68
2021	0,38	0,39	0,45	0,48	0,48	0,58
2022	0,41	0,46	0,50	0,54	0,57	0,72
2023	0,60	0,59	0,63	0,79	0,73	0,60
2024	0,36	0,85	0,97	0,62	0,63	0,62

Таблиця А.19 – Середньорічний вміст NH_4^+ , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Ворскла

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016	0,018	0,019	0,025	0,030
2017	0,023	0,025	0,018	0,024
2018	0,021	0,026	0,014	0,014
2019	0,022	0,025	0,008	0,009
2020	0,017	0,023	0,009	0,009
2021	0,021	0,026	0,012	0,016
2022	0,017	0,017	0,027	0,014
2023	0,019	0,024	0,027	0,021
2024	0,014	0,021	0,028	0,031

Таблиця А.20 – Середньорічний вміст NO_3^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Ворскла

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016	0,040	0,040	0,015	0,021
2017	0,048	0,056	0,023	0,035
2018	0,024	0,025	0,024	0,047
2019	0,064	0,107	0,019	0,040
2020	0,042	0,046	0,013	0,040
2021	0,022	0,020	0,014	0,030
2022	0,018	0,018	0,023	0,045
2023	0,053	0,039	0,016	0,047
2024	0,026	0,027	0,019	0,034

Таблиця А.21 – Середньорічний вміст NO_2^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Ворскла

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016	0,0027	0,0008	0,0007	0,0009
2017	0,0009	0,0010	0,0008	0,0018
2018	0,0011	0,0007	0,0009	0,0016
2019	0,0008	0,0005	0,0008	0,0012
2020	0,0005	0,0008	0,0009	0,0012
2021	0,0012	0,0008	0,0007	0,0013
2022	0,0005	0,0005	0,0011	0,0020
2023	0,0013	0,0019	0,0010	0,0032
2024	0,0012	0,0008	0,0007	0,0027

Таблиця А.22 – Середньорічний вміст SO_4^{2-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Ворскла

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016	1,04	0,92	0,98	1,00
2017	0,78	0,84	0,96	1,24
2018	0,66	0,53	1,02	1,06
2019	0,71	0,67	0,87	1,11
2020	0,48	0,49	0,86	1,11
2021	0,53	0,52	0,79	0,98
2022	0,40	0,36	0,93	1,09
2023	0,68	0,67	0,93	1,08
2024	0,84	0,93	0,81	1,09

Таблиця А.23 – Середньорічний вміст PO_4^{3-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Ворскла

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016	0,017	0,017	0,006	0,010
2017	0,012	0,013	0,006	0,010
2018	0,007	0,008	0,005	0,008
2019	0,013	0,013	0,004	0,005
2020	0,004	0,006	0,008	0,005
2021	0,013	0,017	0,008	0,008
2022	0,004	0,004	0,005	0,006
2023	0,013	0,008	0,004	0,006
2024	0,009	0,009	0,005	0,005

Таблиця А.24 – Середньорічний вміст Cl^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Ворскла

Роки/Пости	П1	П2	П3	П4
2016	1,33	1,10	1,20	1,27
2017	1,09	1,86	1,05	1,67
2018	1,40	1,08	1,02	1,37
2019	1,58	1,34	1,03	1,53
2020	1,11	0,75	1,40	1,53
2021	1,31	0,92	0,92	1,14
2022	1,03	1,05	1,17	1,56
2023	1,43	0,99	0,96	1,34
2024	2,18	2,13	0,94	1,57

Таблиця А.25 – Середньорічний вміст NH_4^+ , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Самара

Роки/Пости	П1	П2	П3
2016	0,020	0,024	0,017
2017	0,020	0,024	0,017
2018	0,021	0,020	0,017
2019	0,019	0,020	0,015
2020	0,019	0,018	0,020
2021	0,018	0,019	0,019
2022	0,019	0,019	0,019
2023	0,020	0,018	0,028
2024	0,012	0,016	0,031

Таблиця А.26 – Середньорічний вміст NO_3^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Самара

Роки/Пости	П1	П2	П3
2016	0,04	0,10	0,08
2017	0,03	0,15	0,08
2018	0,02	0,14	0,06
2019	0,02	0,02	0,06
2020	0,03	0,03	0,03
2021	0,03	0,01	0,01
2022	0,03	0,03	0,04
2023	0,03	0,03	0,03
2024	0,08	0,05	0,09

Таблиця А.27 – Середньорічний вміст NO_2^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Самара

Роки/Пости	П1	П2	П3
2016	0,0009	0,0008	0,0007
2017	0,0008	0,0014	0,0011
2018	0,0010	0,0008	0,0007
2019	0,0009	0,0012	0,0013
2020	0,0009	0,0007	0,0007
2021	0,0010	0,0007	0,0007
2022	0,0010	0,0009	0,0007
2023	0,0009	0,0007	0,0007
2024	0,0022	0,0007	0,0007

Таблиця А.28 – Середньорічний вміст SO_4^{2-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Самара

Роки/Пости	П1	П2	П3
2016	9,58	15,47	8,98
2017	9,78	14,48	8,32
2018	10,36	14,47	10,61
2019	10,36	14,07	11,23
2020	10,51	14,97	11,70
2021	10,57	13,17	9,06
2022	10,62	13,10	8,73
2023	10,52	14,39	8,54
2024	11,53	13,04	12,29

Таблиця А.29 – Середньорічний вміст PO_4^{3-} , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Самара

Роки/Пости	П1	П2	П3
2016	0,009	0,003	0,004
2017	0,005	0,004	0,007
2018	0,009	0,003	0,005
2019	0,006	0,007	0,008
2020	0,006	0,007	0,003
2021	0,006	0,002	0,004
2022	0,006	0,005	0,003
2023	0,005	0,002	0,002
2024	0,008	0,004	0,009

Таблиця А.30 – Середньорічний вміст Cl^- , ммоль/дм³

на постах спостереження річки Самара

Роки/Пости	П1	П2	П3
2016	8,64	22,63	16,58
2017	9,15	22,78	8,16
2018	8,40	26,56	7,99
2019	8,40	31,25	14,44
2020	9,02	31,72	11,67
2021	8,98	32,43	9,18
2022	9,13	28,54	9,85
2023	9,16	37,22	7,77
2024	10,03	26,38	12,39

ДОДАТОК Б

**Карти розподілу концентрації хлоридів та сульфатів у басейнах річок
Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2016 – 2022 роки**

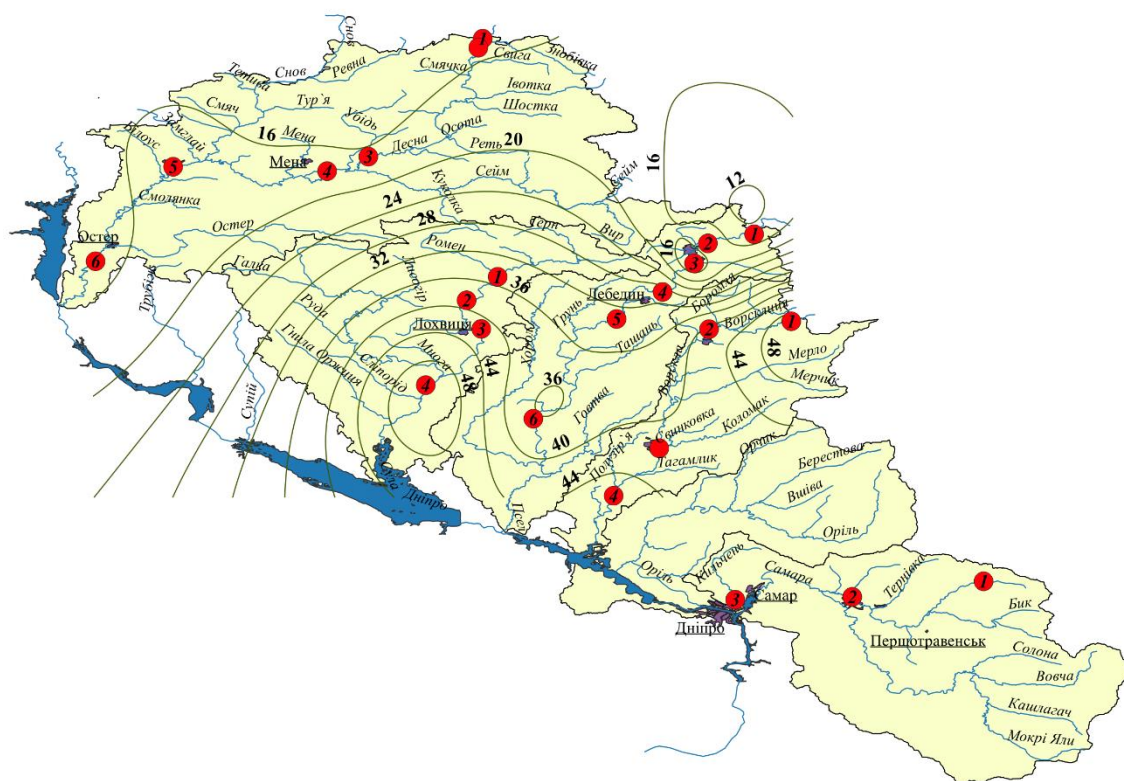


Рисунок Б.1 – Карта розподілу концентрації хлоридів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2016 рік

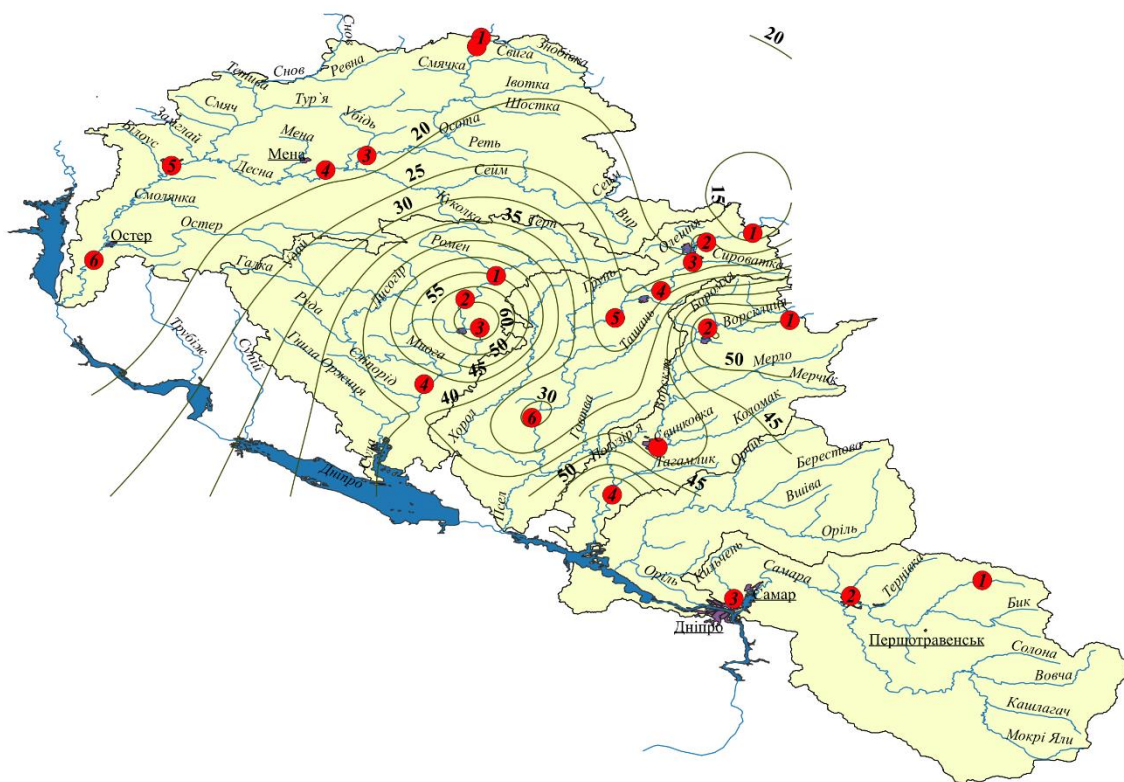


Рисунок Б.2 – Карта розподілу концентрації хлоридів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2017 рік

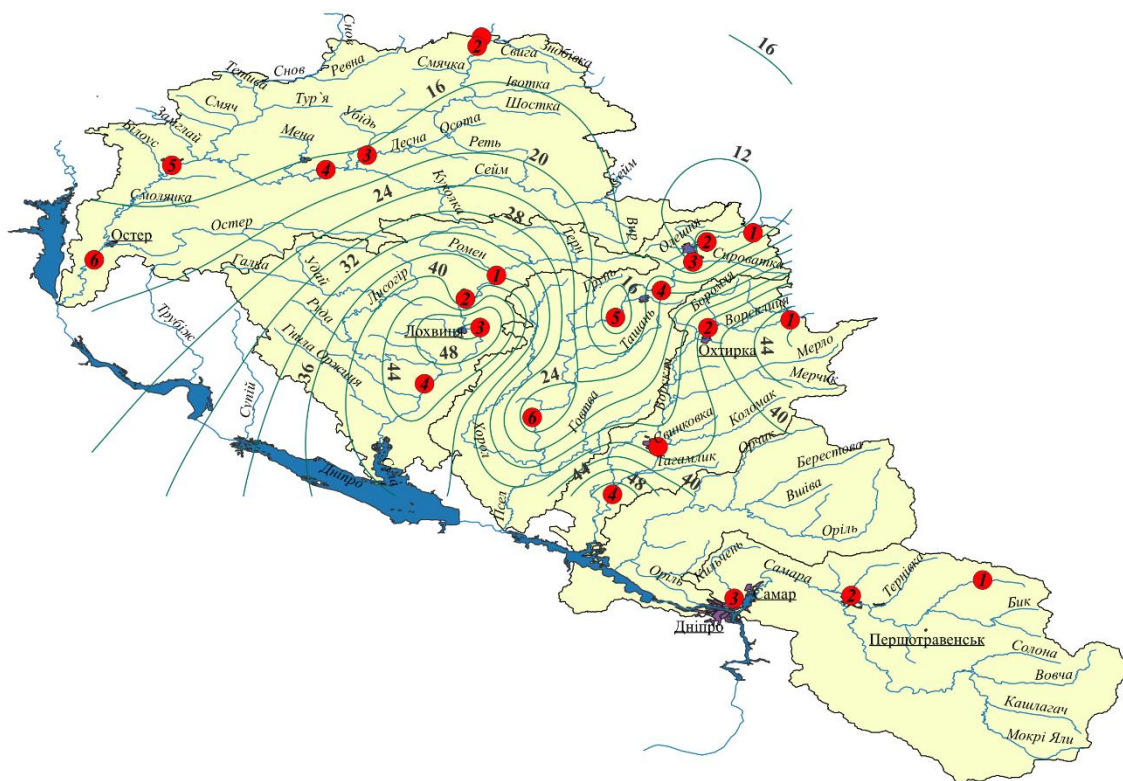


Рисунок Б.3 – Карта розподілу концентрації хлоридів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2018 рік

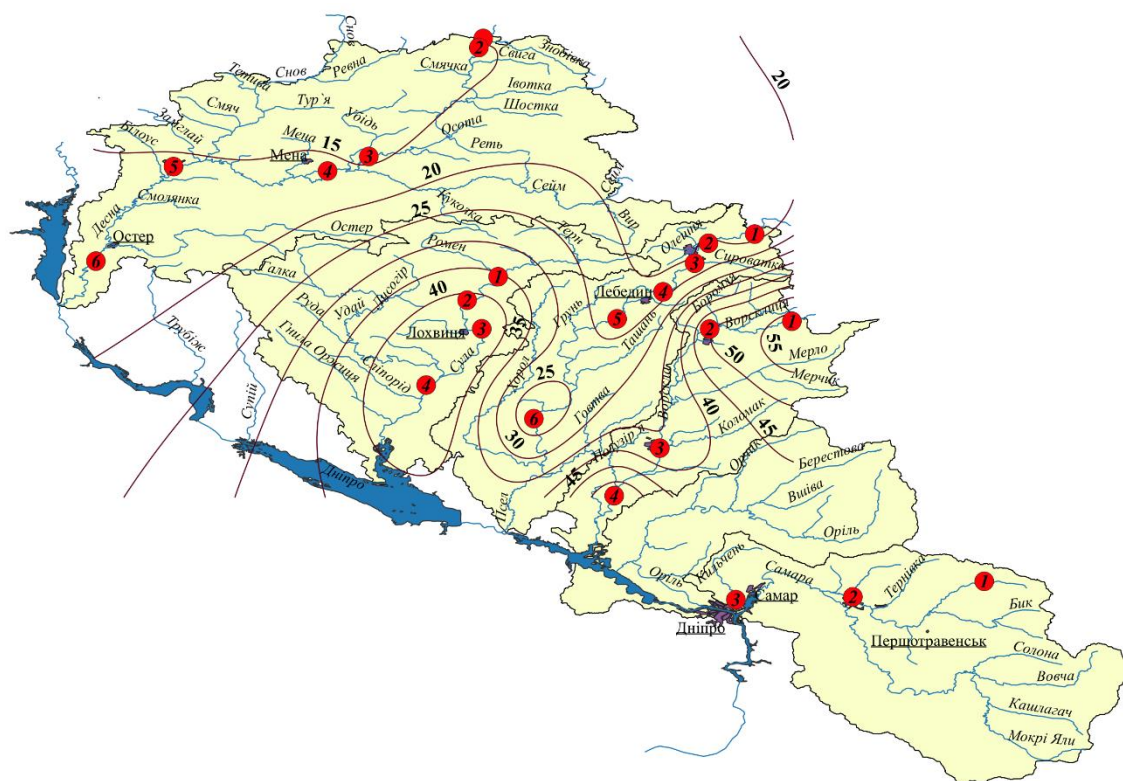


Рисунок Б.4 – Карта розподілу концентрації хлоридів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2019 рік

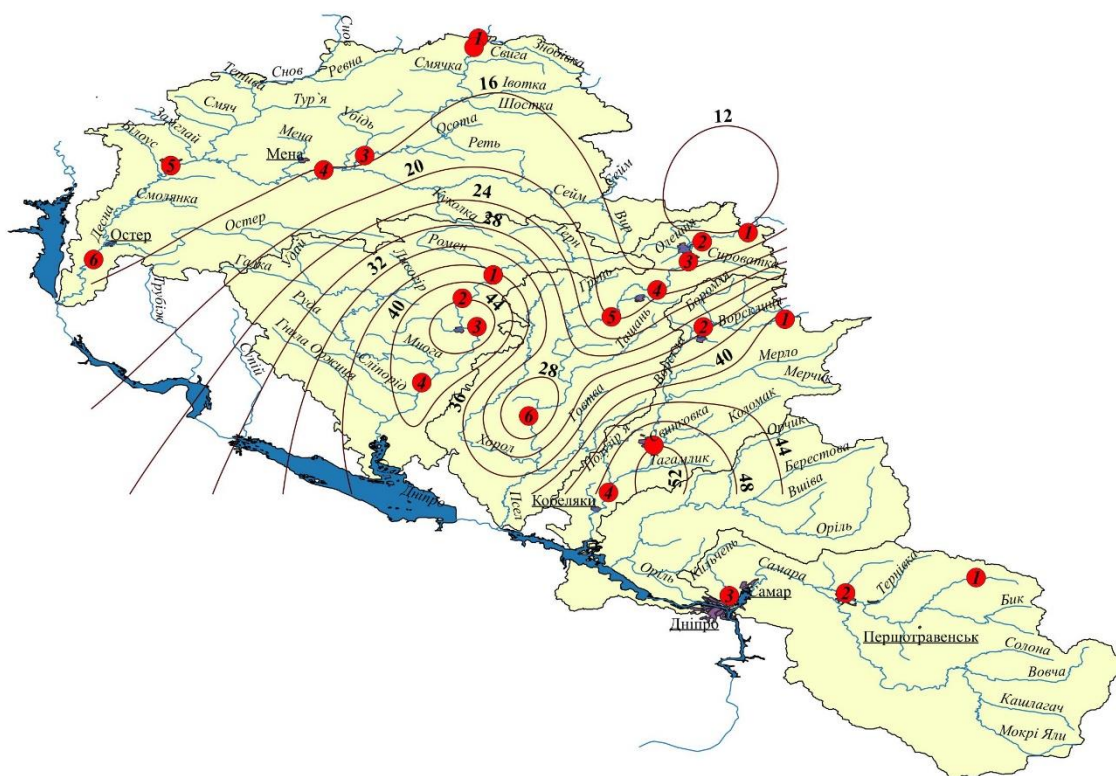


Рисунок Б.5 – Карта розподілу концентрації хлоридів
у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2020 рік

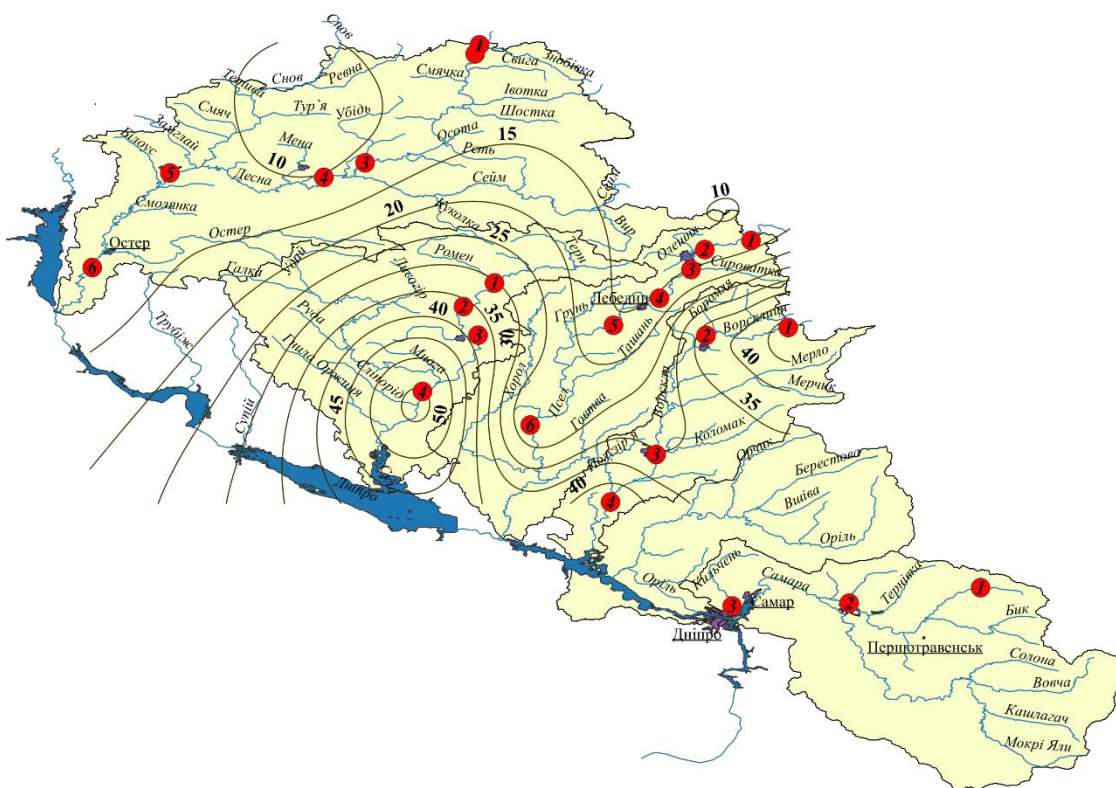


Рисунок Б.6 – Карта розподілу концентрації хлоридів
у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2021 рік

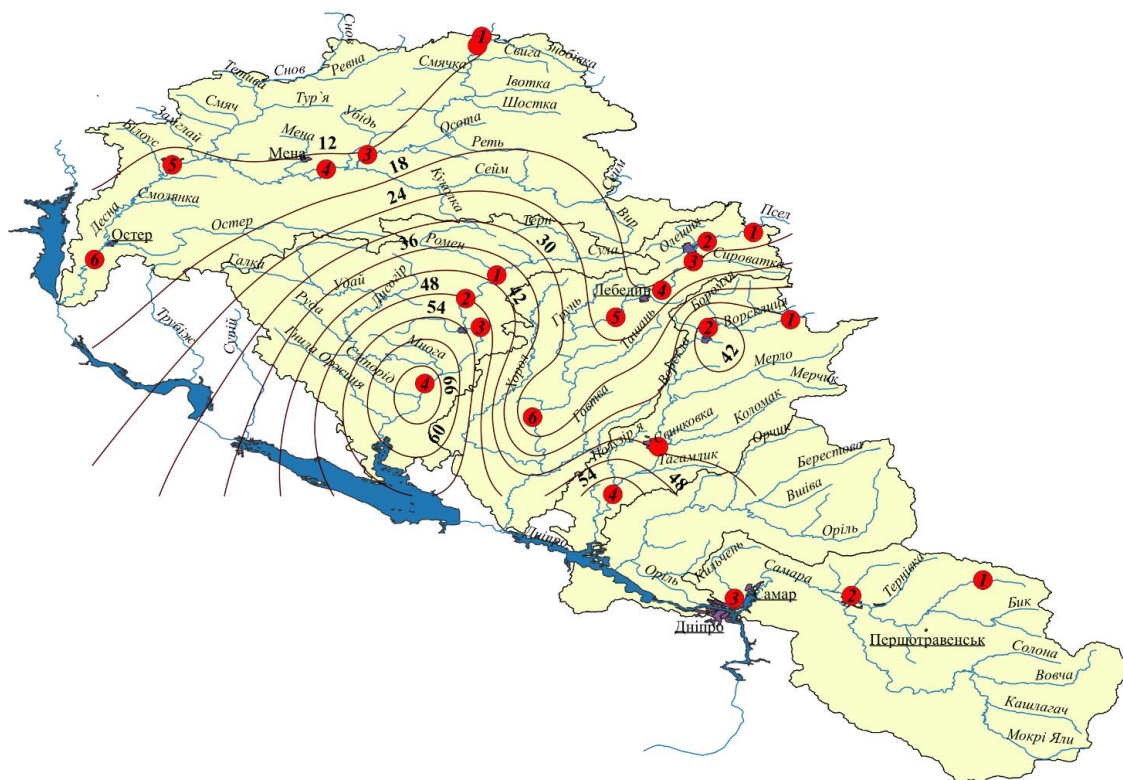


Рисунок Б.7 – Карта розподілу концентрації хлоридів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2022 рік

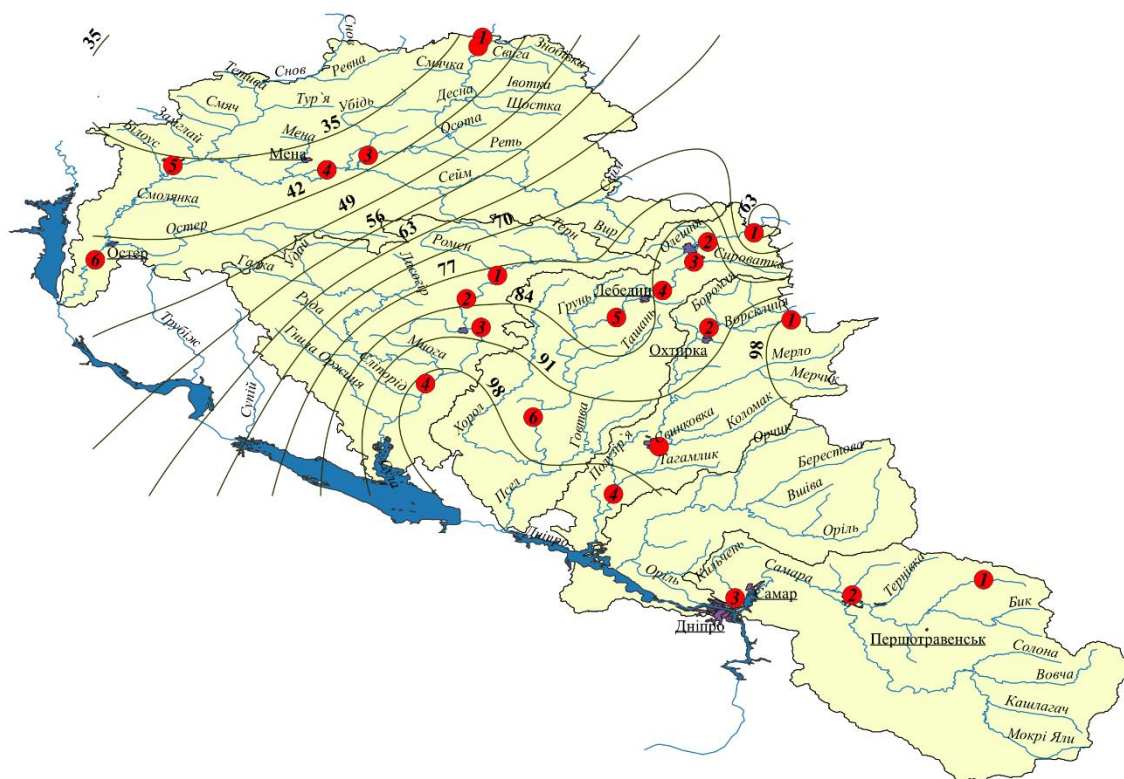


Рисунок Б.8 – Карта розподілу концентрації сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2016 рік

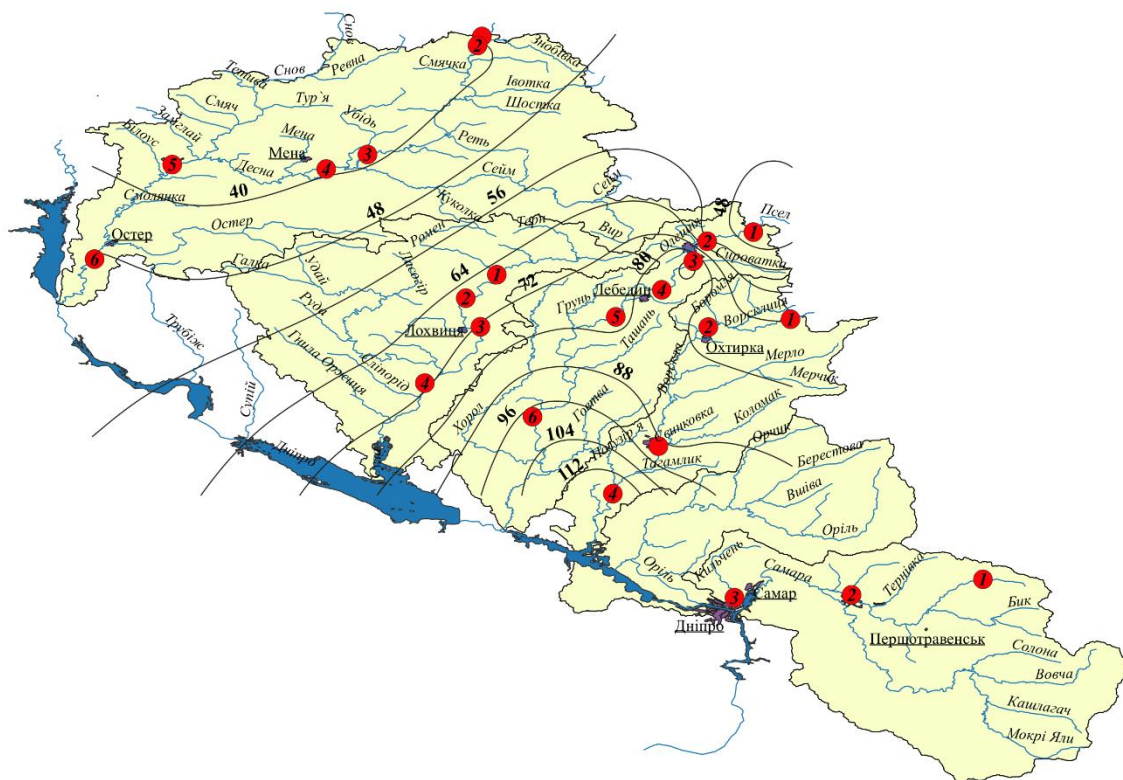


Рисунок Б.9 – Карта розподілу концентрації сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2017 рік

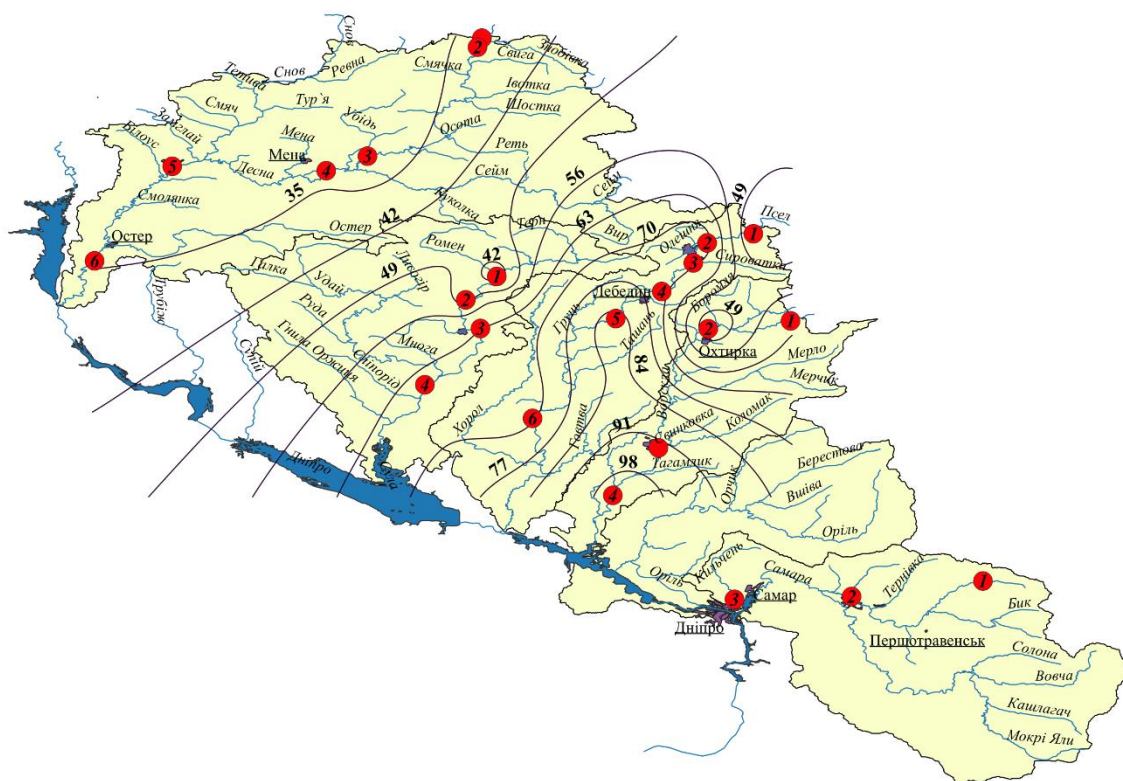


Рисунок Б.10 – Карта розподілу концентрації сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2018 рік

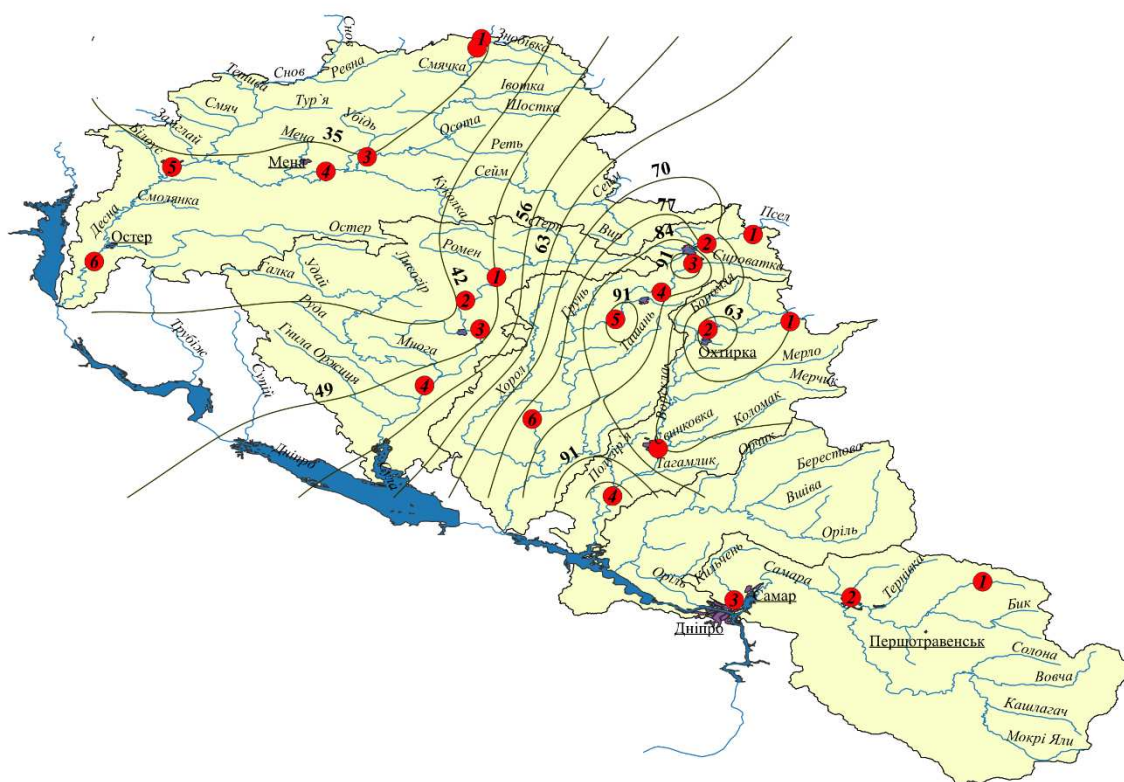


Рисунок Б.11 – Карта розподілу концентрації сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2019 рік

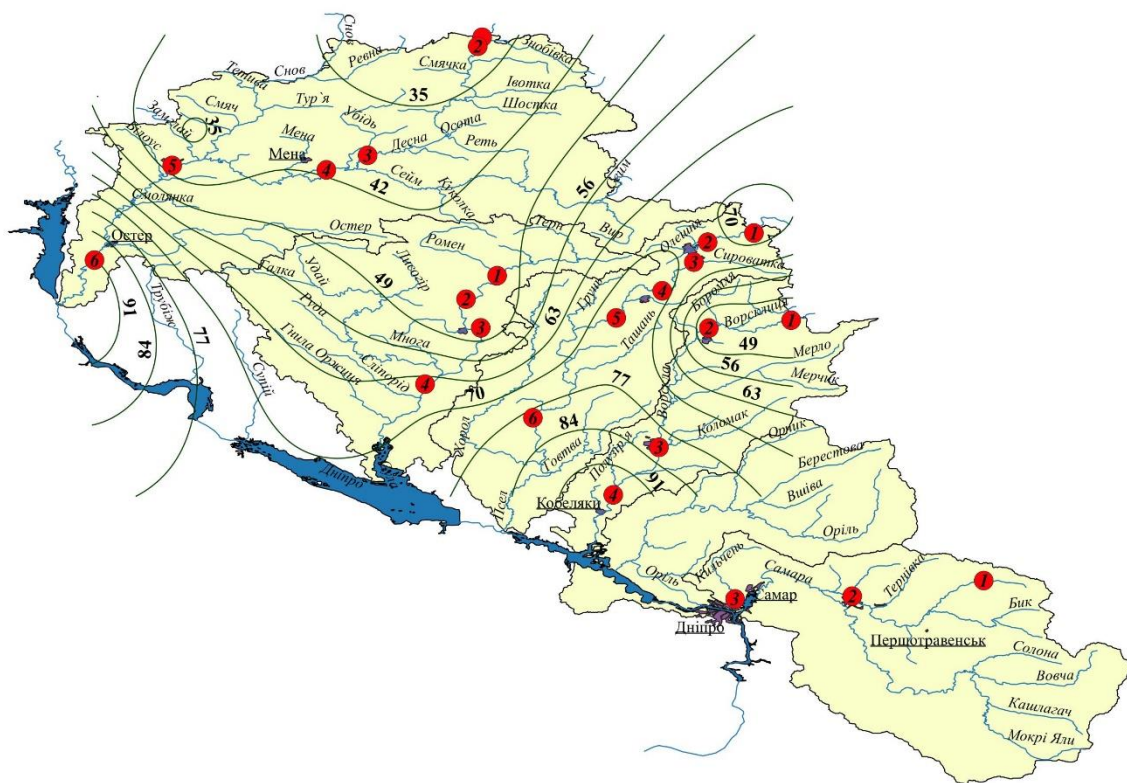


Рисунок Б.12 – Карта розподілу концентрації сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2020 рік

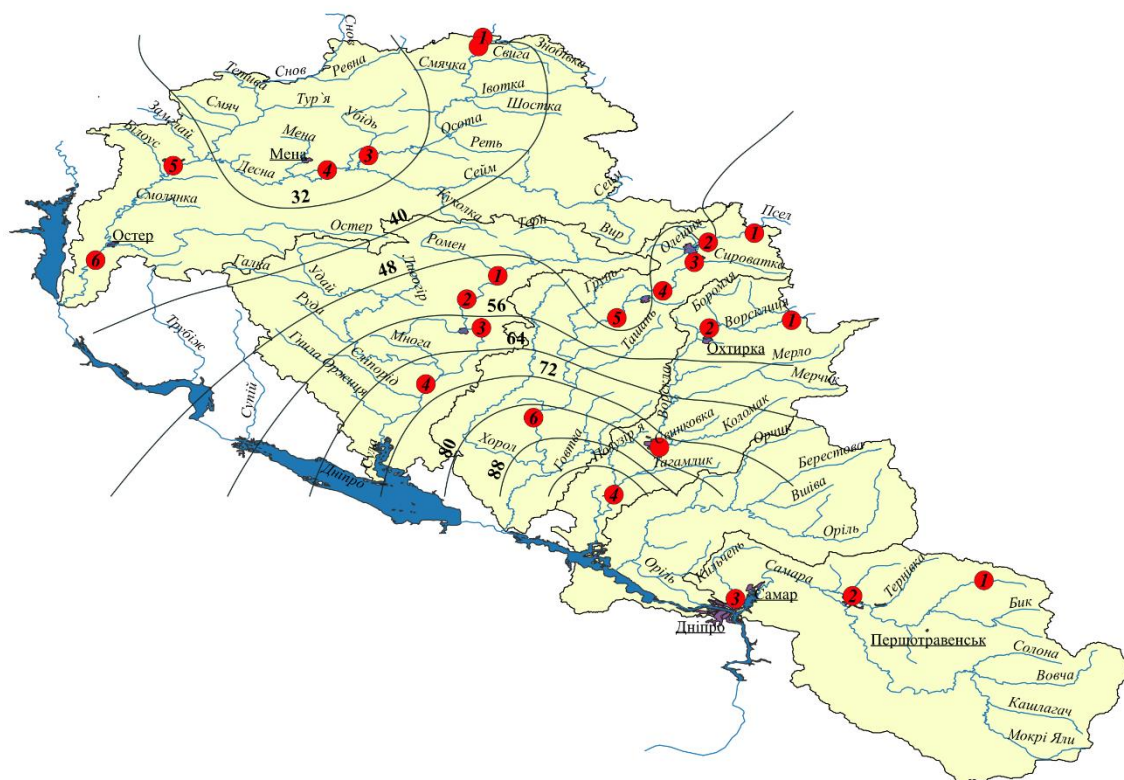


Рисунок Б.13 – Карта розподілу концентрації сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2021 рік

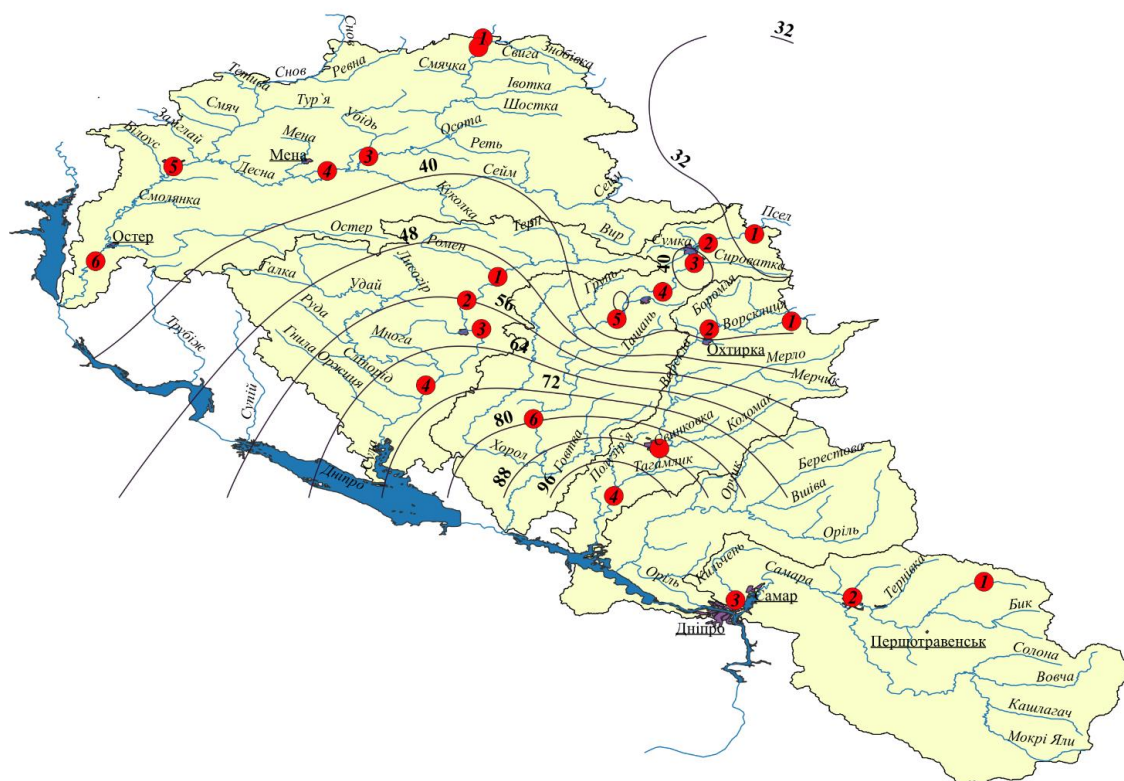


Рисунок Б.14 – Карта розподілу концентрації сульфатів у басейнах річок Десна, Сула, Псел та Ворскла станом на 2022 рік

ДОДАТОК В

Вміст забруднюючих речовин у поверхневих водних об'єктах та на підприємствах, які розташовані поблизу постів спостереження за 2016 – 2023 років

Таблиця Б.1 – Вміст хлоридів у поверхневих водних об'єктах та на підприємствах, які розташовані поблизу постів спостереження за 2016 – 2023 років

Рік	Назва річки	Концентрація хлоридів на посту спостереження, мг/дм ³	Назва підприємства	Обсяги скидів підприємств, млн. м ³	Концентрація хлоридів у стічних водах підприємства, мг/дм ³
2016	Десна (пост 5)	17,05	КП «Чернігівводоканал»	16,4679	87,249
	Сула (пост 4)	50,05	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	0,979	375,894
	Псел (пост 3)	13,24	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,393	116,590
			КП «Міськводоканал» м. Суми	12,44	93,248
	Псел (пост 6)	39,05	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,078	307,693
	Ворскла (пост 3)	41,27	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	21,36	217,509
	Ворскла (пост 4)	45,67	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,097	268,041
2017	Десна (пост 5)	18,31	КП «Чернігівводоканал»	15,8653	78,316
2018	Десна (пост 5)	14,36	КП «Чернігівводоканал»	15,8653	66,233
	Сула (пост 4)	45,88	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	1,037	378,014
	Псел (пост 3)	12,50	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,873	115,907
			КП «Міськводоканал» м. Суми	12,63	98,733
	Псел (пост 6)	23,37	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,081	283,961
	Ворскла (пост 3)	34,60	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	21,57	214,928
	Ворскла (пост 4)	50,39	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,099	262,626
2019	Десна (пост 5)	15,31	КП «Чернігівводоканал»	14,9016	105,935
	Сула (пост 4)	44,82	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	1,02	377,451
	Псел (пост 3)	21,27	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	3,283	154,737
			КП «Міськводоканал» м. Суми	12,56	102,548
	Псел (пост 6)	24,43	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,064	328,125

	Ворскла (пост 3)	36,40	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	20,91	216,786
	Ворскла (пост 4)	53,25	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,101	267,327
2020	Десна (пост 5)	13,57	КП «Чернігівводоканал»	14,6027	115,129
	Сула (пост 4)	41,12	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	0,945	376,720
	Псел (пост 3)	14,70	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,558	105,942
			КП «Міськводоканал» м. Суми	11,9	109,832
	Псел (пост 6)	26,33	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,073	1287,671
	Ворскла (пост 3)	51,72	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	20,67	264,973
	Ворскла (пост 4)	49,41	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,1	280,000
	Десна (пост 5)	13,35	КП «Чернігівводоканал»	14,3894	122,535
2021	Сула (пост 4)	55,01	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	0,938	374,733
	Псел (пост 3)	15,17	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,567	117,920
			КП «Міськводоканал» м. Суми	14,242	103,525
	Ворскла (пост 3)	30,57	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	19,963	300,265
	Ворскла (пост 4)	43,53	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,097	300,000
	Десна (пост 5)	12,51	КП «Чернігівводоканал»	14,1442	122,750
2022	Сула (пост 4)	67,81	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	0,926	374,838
	Псел (пост 3)	17,51	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,716	111,451
			КП «Міськводоканал» м. Суми	12,663	98,065
	Псел (пост 6)	27,76	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,053	318,868
	Ворскла (пост 3)	41,29	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	20,325	298,637
	Ворскла (пост 4)	58,16	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,084	294,048
	Десна (пост 5)	11,32	КП «Чернігівводоканал»	9,8203	127,399
	Сула (пост 4)	37,30	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	0,889	374,241
2023	Псел (пост 3)	20,86	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,183	111,681
			КП «Міськводоканал» м. Суми	9,55	106,660
	Псел (пост 6)	21,97	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,056	317,857
	Ворскла (пост 3)	32,15	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	20,351	281,426
	Ворскла (пост 4)	43,80	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,095	288,421

Таблиця В.2 – Вміст сульфатів у поверхневих водних об'єктах та на підприємствах, які розташовані поблизу постів спостереження за 2016 – 2023 років

Рік	Назва річки	Концентрація хлоридів на посту спостереження, мг/дм ³	Назва підприємства	Обсяги скидів підприємств, млн. м ³	Концентрація хлоридів у стічних водах підприємства, мг/дм ³
2016	Десна (пост 5)	35,56	КП «Чернігівводоканал»	16,4679	45,495
	Сула (пост 4)	99,42	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	0,979	70,480
	Псел (пост 3)	89,08	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,393	429,586
			КП «Міськводоканал» м. Суми	12,44	79,260
	Псел (пост 6)	98,39	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,078	76,923
	Ворскла (пост 3)	94,46	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	21,36	101,966
	Ворскла (пост 4)	100,28	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,097	113,402
2017	Десна (пост 5)	36,71	КП «Чернігівводоканал»	15,8653	38,162
2018	Десна (пост 5)	30,25	КП «Чернігівводоканал»	15,8653	44,544
	Сула (пост 4)	64,83	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	1,037	51,109
	Псел (пост 3)	70,75	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,873	680,125
			КП «Міськводоканал» м. Суми	12,63	85,590
	Псел (пост 6)	73,04	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,081	111,111
	Ворскла (пост 3)	92,44	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	21,57	103,894
	Ворскла (пост 4)	100,65	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,099	111,111
2019	Десна (пост 5)	35,47	КП «Чернігівводоканал»	14,9016	46,203
	Сула (пост 4)	52,37	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	1,02	72,549
	Псел (пост 3)	94,13	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	3,283	1064,270
			КП «Міськводоканал» м. Суми	12,56	76,911
	Псел (пост 6)	83,46	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,064	109,375
	Ворскла (пост 3)	77,78	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	20,91	104,209
	Ворскла (пост 4)	100,88	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,101	108,911
2020	Десна (пост 5)	39,75	КП «Чернігівводоканал»	14,6027	49,203
	Сула (пост 4)	64,91	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни	0,945	70,899

			Полтавської обл.		
	Псел (пост 3)	67,88	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,558	412,823
			КП «Міськводоканал» м. Суми	11,9	79,916
	Псел (пост 6)	83,20	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,073	109,589
	Ворскла (пост 3)	80,30	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	20,67	108,612
	Ворскла (пост 4)	96,63	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,1	120,000
2021	Десна (пост 5)	34,62	КП «Чернігівводоканал»	14,3894	51,649
	Сула (пост 4)	69,04	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	0,938	71,962
	Псел (пост 3)	54,67	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,567	634,749
			КП «Міськводоканал» м. Суми	14,242	73,487
	Ворскла (пост 3)	75,66	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	19,963	111,416
	Ворскла (пост 4)	103,75	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,097	104,124
2022	Десна (пост 5)	36,33	КП «Чернігівводоканал»	14,1442	52,163
	Сула (пост 4)	68,89	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	0,926	71,274
	Псел (пост 3)	43,05	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,716	624,595
			КП «Міськводоканал» м. Суми	12,663	82,555
	Псел (пост 6)	82,29	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,053	115,094
	Ворскла (пост 3)	86,65	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	20,325	108,502
	Ворскла (пост 4)	104,07	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,084	101,190
2023	Десна (пост 5)	39,27	КП «Чернігівводоканал»	9,8203	53,705
	Сула (пост 4)	51,95	КП «Лубни-водоканал» ЛМР, м. Лубни Полтавської обл.	0,889	71,429
	Псел (пост 3)	40,37	ПАТ «Сумихімпром» м. Суми	2,183	646,129
			КП «Міськводоканал» м. Суми	9,55	74,963
	Псел (пост 6)	71,82	ОКВПВКГ «Миргородводоканал» смт Велика Багачка Полтавської обл.	0,056	123,214
	Ворскла (пост 3)	85,27	КП «Полтававодоканал» м. Полтава	20,351	99,150
	Ворскла (пост 4)	99,97	КП «Полтававодоканал» м. Кобеляки	0,095	104,211

ДОДАТОК Г

Список публікацій за темою дисертації

Наукові праці, у яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

Статті у наукових фахових виданнях України, що входять до міжнародних наукометричних баз:

1. **Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третяков О.В., Іванов Є.В.** Дослідження зміни екологічного стану річки Псел. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Харків, 2021. Вип. 10(2/2021). С. 45–51. doi: 10.52363/2522-1892.2021.2.7 (Включено до міжнародних наукометричних баз Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Псел за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану.

2. Екологічна оцінка найбільшої притоки річки Дніпро в межах України / С. А. Коваленко та ін. *Український журнал будівництва та архітектури*. Дніпро. 2022. № 4 (010). С. 65–75. doi: 10.30838/J.BPSACEA.2312.250822.65.879 (Включено до міжнародних наукометричних баз : InfoBase Index (IBI Factor = 3,96), Universal Impact Factor, Open Academic Journal Index, Directory, Indexing of International Research Journals (CiteFactor)).

Здобувачу особисто належить визначення просторово-часових тенденцій зміни розподілу концентрацій основних забруднюючих речовин у поверхневому водному об'єкті, виявлено тенденцію до погіршення екологічного стану.

3. Аналіз відомих методик визначення індексу якості води, що придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів / **С. А. Коваленко, Р. В. Пономаренко, О. В. Третяков, Є. В. Іванов.** *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Харків, 2023. 13(1/2023). С. 68–74. doi:10.52363/2522-1892.2023.1.9 (Включено до міжнародних наукометричних

баз Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

Здобувачу особисто, на основі літературного огляду, належить визначення переваг та недоліків індексів якості та індексів забруднення води, що застосовуються в Україні на світі та безпосередньо проведення розрахунків індексів для поверхневих водних об'єктів України для визначення категорії якості води та причин забруднення.

4. Коваленко С.А. Вплив обміну ґрунтовими водами між притоками на екологічну якість вод поверхневих водних об'єктів. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Харків, 2023. 14(2/2023). С. 98–103. doi: 10.52363/2522-1892.2023.2.10 (Включено до міжнародних наукометричних баз Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

5. Коваленко С.А. Математична модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів з урахуванням впливу вищерозташованих приток. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Харків, 2024. 16(2/2024). С.46–53. doi: 10.52363/2522-1892.2024.2.7 (Включено до міжнародних наукометричних баз Ulrichsweb (Ulrich's Periodicals Directory), Index Copernicus, Academic Research Index – ResearchBib).

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

6. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В. Дослідження зміни екологічного стану річки Псел. Актуальні проблеми безпеки на транспорті, в енергетиці, інфраструктурі: матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції, м. Херсон: морський інститут імені контр-адмірала Ф.Ф. Ушакова, 8–11 вересня 2021 р. С. 368–371. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Псел за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану

7. **S. Kovalenko**, R. Ponomarenko, O. Tretyakov, Ye. Ivanov. Identification of New Temporal-Spatial and Seasonal Trends in the Ecological Status of Surface Water Bodies. Modern Scientific Research: Achievements, Innovations and Development Prospects: The 12th International scientific and practical conference, Berlin, Germany, May 22–24, 2022. P. 177–183. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить визначення просторово-часових тенденцій зміни розподілу концентрацій основних забруднюючих речовин у річці Ворскла та виявлення тенденції до погіршення екологічного стану.

8. **Коваленко С.А.**, Пономаренко Р.В., Асоцький В.В. Визначення екологічного стану річки Самара. Надзвичайні ситуації: безпека та захист: матеріали XII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю, м. Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, 27–28 жовтня 2022 р. С. 99–100. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Самара за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану

9. **Коваленко С.А.**, Пономаренко Р.В., Дармофал Є.А. Екологічний стан басейну річки Сула. «Проблеми пожежної безпеки 2022» («Fire Safety Issues 2022»): матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, м. Харків: НУЦЗ України, 12 жовтня 2022 р. С. 365–367. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Сула за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану

10. **Коваленко С.А.**, Пономаренко Р.В., Третьяков О.В., Титаренко А.В., Іванов Є.В. Визначення екологічного стану річки Десна у межах України. Безпека життєдіяльності в ХХІ столітті: тези допов. ІХ Міжнародної науково-практичної конференції, м. Дніпро: ПДАБА, 17–18 листопада 2022 р. С. 12–13. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить аналіз зміни якості води річки Десна за показниками вмісту забруднюючих речовин на постах спостереження та виявлення тенденції до погіршення його екологічного стану

11. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Титаренко А.В. Аналіз відомих сучасних математичних моделей, що найбільш придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів України. Безпека людини у сучасних умовах: збірник доповідей XIV Міжнародної науково-методичної конференції та 149 Міжнародної наукової конференції Європейської Асоціації наук з безпеки (EAS), м. Харків: НТУ «ХП», 1–2 грудня 2022 р. С. 175–176. (Форма участі – очна).

Здобувачу особисто належить проведення аналізу літературних джерел щодо сучасних математичних моделей для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів України, встановлення необхідності розробки математичної моделі для прогнозування зміни екологічного стану з урахуванням басейнового принципу управління водними ресурсами

12. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В. Умови та чинники для застосування басейнового принципу управління водними ресурсами. Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту: матеріали міжнародної науково-практичної конференції молодих учених. Харків: НУЦЗ України, 20–21 квітня, 2023 р. С. 411. (Форма участі – очна).

Здобувачу особисто належить проведення аналізу зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів за вмістом основних показників, виявлення причин забруднення та можливість застосування отриманих тенденцій для реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами.

13. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Дармофал Є.А. Визначення взаємного впливу поверхневих водних об'єктів з урахуванням наявності ґрунтових вод (на прикладі річок Сула та Псел). Екологічно орієнтована вища освіта. Методологія та практика – 2023: збірник матеріалів Всеукраїнської конференції з проблем вищої освіти з міжнародною участю (27 жовтня 2023 р.). Харків. 2023. С. 37 – 39. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить дослідження кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у притоках Сула та Псел, на основі яких виявлено тенденцію щодо впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану за течією основної річки.

14. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Дармофал Є.А. Дослідження взаємного впливу поверхневих водних об'єктів з урахуванням геологічного впливу (на прикладі річок Десна та Сула). Екологічно сталий розвиток урбосистем: виклики та рішення в контексті євроінтеграції України: матеріали Всеукр. наук.-практ. інтернет-конф.: до дня пам'яті Ф. В. Стольберга. Харків: ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2–3 листопада 2023 р. С. 230–232. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить дослідження кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у притоках Десна та Сула, на основі яких виявлено тенденцію щодо впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану за течією основної річки.

15. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Щербак С.С. Аналіз впливу вод річки Псел на якість води річки Ворскла з урахуванням їх геологічного впливу. Безпека людини у сучасних умовах: збірник доповідей XIV Міжнародної науково-методичної конференції та 149 Міжнародної наукової конференції Європейської Асоціації наук з безпеки (EAS), м. Харків: НТУ «ХПІ», 7–8 грудня 2023 р. С. 171–173. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить дослідження кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у притоках Псел та Ворскла, на основі яких виявлено тенденцію щодо впливу вищерозташованої притоки на нижчерозташовану за течією основної річки.

16. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третьяков О.В. Вплив якості води лівих приток Дніпра на зміну його екологічного стану. Молоді вчені 2024 – від теорії до практики: XIV Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти і молодих учених. Дніпро: УДУНТ, 21 березня 2024 р. С. 211–214. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить визначення впливу лівих приток Дніпра на зміну його екологічного стану за середньорічними показниками хлоридів, сульфатів, іонів амонію та нітратів та підтвердження відповідними розрахунками.

17. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В. Вплив ґрунтових вод на якість води поверхневих водних об'єктів. Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту: матеріали міжнародної науково-практичної конференції молодих учених. Харків: НУЦЗ України, 25–26 квітня 2024 р. С. 7. (Форма участі – очна).

Здобувачу особисто належить виявлення тенденції впливу розташованих вище приток на нижчерозташовані вздовж течії за допомогою побудованих кореляційних залежностей між вмістом хлоридів у поверхневих водних об'єктах для лівих приток Дніпра.

18. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третьяков О.В. Визначення взаємного впливу лівих приток Дніпра. Надзвичайні ситуації: безпека та захист: матеріали XIV Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю. Черкаси: ЧПБ ім. Героїв Чорнобиля НУЦЗ України, 24–25 жовтня 2024 р. С. 31–32. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить побудова ізоліній розподілу концентрацій хлоридів та сульфатів у лівих притоках Дніпра у програмному забезпеченні для геоінформаційних систем QGIS (Quantum GIS) для підтвердження щодо існування впливу географічно вищерозташованих приток на розташовані нижче та виявлення необхідності розробки та запровадження математичної моделі, яка дозволить прогнозувати зміни екологічного стану Дніпра з урахуванням взаємного впливу всіх його приток.

19. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третьяков О.В. Роль лівих приток Дніпра у реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами. Екологічна безпека в умовах війни: збірник тез доповідей V Міжнародної науково-практичної конференції. Львів: ЛДУБЖД, 21 листопада 2024 р. С. 30–32. (Форма участі – заочна).

Здобувачу особисто належить виявлення функціональної залежності за концентраціями різноманітних домішок та запропоновано математичну модель прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну, яка дозволяє прогнозувати вплив вищерозташованих приток на розташовані нижче за течією основної річки у межах суббасейну та результатами критеріальної перевірки підтверджено адекватність моделі, що дозволяє її застосовувати під час оцінки ризиків прояву надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру та їх наслідків.

ДОДАТОК Д

Акти впровадження результатів досліджень

Довідка

Про впровадження дисертаційного дослідження
Коваленко Світлани Андріївни

Довідка видана на основі того, що наукові результати дисертаційного дослідження на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 183 «Технології захисту навколишнього середовища» Коваленко Світлани Андріївни впроваджено в ГУ ДСНС України в Запорізькій області під час розрахунку ризику виникнення надзвичайних ситуацій природного характеру, пов'язаних з наявністю в поверхневих водах шкідливих (забруднювальних) речовин понад ГДК.

Методика комплексної порівняльної оцінки якості вод поверхневих водних об'єктів, яка дозволяє ранжувати їх за здатністю до переносу забруднюючих речовин у межах суббасейну та заснована на використанні моделі прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейну, буде застосована для підвищення оперативності реагування на надзвичайні ситуації природного характеру.

Заступник начальника Головного управління
з реагування на надзвичайні ситуації
ГУ ДСНС України у Запорізькій області
полковник служби цивільного захисту



Олексій ПУГА

«12» 06 2024 р.



ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор

ПрАТ «Сумський промпроект»



Микола ГРЕЧАНИЧЕНКО

20 24 р

АКТ

про впровадження результатів дисертаційної роботи

Коваленко Світлани Андріївни

на здобуття наукового ступеня доктора філософії

за спеціальністю 183 «Технології захисту навколишнього середовища»

Ми, що нижче підписалися, директор ПрАТ «Сумський промпроект» Микола ГРЕЧАНИЧЕНКО, головний інженер ПрАТ «Сумський промпроект» Євгеній БЕЗДІДЬКО, начальник факультету оперативно-рятувальних сил Національного університету цивільного захисту України д.т.н., професор Роман ПОНОМАРЕНКО, аспірантка кафедри прикладної механіки та технологій захисту навколишнього середовища Національного університету цивільного захисту України Світлана КОВАЛЕНКО, склали цей акт про те, що під час розроблення проектної документації в проектному інституті ПрАТ «Сумський промпроект» використані рекомендації із застосуванням прогнозної моделі зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах суббасейнів, яка має такі переваги:

- не потребує значної кількості вихідних даних та обчислювальних ресурсів;
- можливе використання під час створення системи оперативного прогнозування та нормування техногенних навантажень із досить обмеженим

обсягом вихідної інформації, у тому числі гідрохімічного характеру.

Запропонований підхід дозволяє встановити закономірності впливів вищерозташованих поверхневих водних об'єктів на розташовані нижче за течією основної річки та на її екологічний стан за обмежений період часу, шляхом ранжування їх за здатністю до переносу забруднюючих речовин у межах суббасейну.

Зазначені рекомендації розроблені аспіранткою Світланою КОВАЛЕНКО в процесі виконання дисертаційної роботи.

Від ПрАТ «Сумський промпроект»

Директор

Микола ГРЕЧАНИЧЕНКО

Головний інженер

Євгеній БЕЗДІДЬКО

Від Національного університету цивільного захисту України

Начальник
факультету оперативно-рятувальних сил
д.т.н., професор

Роман ПОНОМАРЕНКО

Виконавець
аспірантка
кафедри прикладної механіки та
технологій захисту навколишнього
середовища магістр з екології

Світлана КОВАЛЕНКО

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Перший проректор

з навчальної роботи

Національного університету

цивільного захисту України

канд. техн. наук, доцент

Олександр ДЖУЛАЙ

2025 р.

АКТ

впровадження результатів дисертаційної роботи

Коваленко Світлани Андріївни

в освітньому процесі кафедри технологій захисту навколишнього середовища

навчально-наукового інституту управління та безпеки населення

Національного університету цивільного захисту України ДСНС України

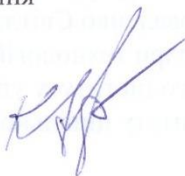
Комісія у складі: полковника служби цивільного захисту, к.психол.н Олексія КОСОЛАПОВА – начальника навчально-наукового інституту управління та безпеки населення Національного університету цивільного захисту України ДСНС України, д.т.н., професора Олександра КОНДРАТЕНКА – завідувача кафедри технологій захисту навколишнього середовища навчально-наукового інституту управління та безпеки населення Національного університету цивільного захисту України ДСНС України, к.т.н., доцента Володимира КОЛОСКОВА – професора кафедри технологій захисту навколишнього середовища навчально-наукового інституту управління та безпеки населення Національного університету цивільного захисту України ДСНС України, склала цей акт про те, що результати дисертаційної роботи аспіранта 4-го року підготовки Світлани КОВАЛЕНКО «Удосконалення басейнового принципу управління екологічним станом поверхневого водного об'єкту (на прикладі суббасейнів Дніпра)» впроваджено в освітньому процесі кафедри технологій захисту навколишнього середовища навчально-наукового інституту управління та безпеки населення Національного університету цивільного захисту України ДСНС України.

Матеріали дисертаційної роботи передано для теоретичного та практичного використання в навчальному процесі у вигляді рекомендацій щодо застосування моделі, яка дозволяє прогнозувати зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкту у межах суббасейну шляхом урахування впливу географічно вищерозташованого поверхневого водного об'єкту на розташований нижче за течією основної водної артерії та на її екологічний стан, та є основою розрахунків ризику виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру під час викладання навчальної дисципліни **«Математичне моделювання систем та процесів техногенно-екологічної безпеки»** (вибірковий компонент ВК 03, 4 кредити ЄКТС) (Модуль № 2 *«Моделювання систем та процесів техногенно-екологічної безпеки»*, матеріали лекції Тема 2.2. *Моделі розповсюдження забруднюючих речовин у поверхневих водах*) для здобувачів вищої освіти денної форми навчання за третім (освітньо-

науковим) рівнем вищої освіти, що навчаються за спеціальністю 183 (G2) «Технології захисту навколишнього середовища» (ISCED-F 2013 0712 «Environmental Protection Technologies») у галузі знань 18 «Виробництво та технології» (G «Інженерія, виробництво та будівництво») за освітньо-науковою програмою «Техногенно-екологічна безпека» у Національному університеті цивільного захисту України у 2024–2025 н.р.

Голова комісії:

Начальник
навчально-наукового інституту
управління та безпеки населення
Національного університету
цивільного захисту України
ДСНС України,
к.психол.н.



Олексій КОСОЛАПОВ

Члени комісії:

завідувач кафедри технологій захисту
навколишнього середовища
навчально-наукового інституту
управління та безпеки населення
Національного університету
цивільного захисту України
ДСНС України,
д.т.н., професор



Олександр КОНДРАТЕНКО

професор кафедри технологій захисту
навколишнього середовища
навчально-наукового інституту
управління та безпеки населення
Національного університету
цивільного захисту України
ДСНС України,
к.т.н., доцент



Володимир КОЛОСКОВ

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з наукових досліджень
та трансферу технологійДержавного університету «Київський
авіаційний інститут»,
д.т.н., професорСергій ГНАТЮК
04 2025 р.АКТ
впровадження результатів дисертаційної роботи

Коваленко Світлани Андріївни

у навчальному процесі кафедри цивільної та промислової безпеки
імені Героя України Чуба О.С. факультету екологічної безпеки, інженерії та
технологій Державного університету «Київський авіаційний інститут»

Комісія у складі: заступника декана з наукової роботи Факультету екологічної безпеки, інженерії та технологій (ФЕБІТ), д.т.н., проф. Оксани ТИХЕНКО, завідувача кафедри цивільної та промислової безпеки імені Героя України Чуба О.С., к.м.н., професора Батира ХАЛМУРАДОВА, професора кафедри цивільної та промислової безпеки імені Героя України Чуба О.С., д.т.н., професора Олега ТРЕТЬЯКОВА, доцента кафедри цивільної та промислової безпеки імені Героя України Чуба О.С., к.т.н., доц. Віталія НЕЧИПОРУКА Державного університету «Київський авіаційний інститут», т.в.о. начальника інституту наукових досліджень з цивільного захисту Національного університету цивільного захисту України ДСНС України, д.т.н., професора Романа ПОНОМАРЕНКА, аспірантки 4-го року денної форма навчання за освітньо-науковою програмою вищої освіти «Техногенно-екологічна безпека» спеціальності 183 «Технології захисту навколишнього середовища» у галузі знань 18 «Виробництво та технології» кафедри технологій захисту навколишнього середовища навчально-наукового інституту управління та безпеки населення Національного університету цивільного захисту України ДСНС України, магістра екології Світлани КОВАЛЕНКО, склала цей акт про те, що результати дисертаційної роботи Коваленко Світлани Андріївни «Удосконалення басейнового принципу управління екологічним станом поверхневого водного об'єкту (на прикладі суббасейнів Дніпра» використовуються у навчальному процесі Державного університету «Київський авіаційний інститут» на кафедрі цивільної та промислової безпеки імені Героя України Чуба Олександра Сергійовича.

Назва результату дисертаційної роботи, що упроваджується	Форма упровадження	Ефект від упровадження
застосування математичної моделі прогнозування екологічного стану поверхневого водного об'єкту	методичні розробки використовуються під час викладання навчальної	здатність ідентифікувати джерела

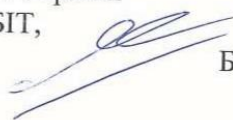
шляхом врахування впливу виперозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки у межах суббасейну Дніпра з метою реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами, яка дозволяє прогнозувати виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру та їх наслідків.	дисципліни «Природні та техногенні загрози, оцінювання небезпек» для здобувачів вищої освіти ОС «Бакалавр» спеціальності 263 «Цивільна безпека».	забруднення; здатність прогнозувати та оцінювати екологічний стан поверхневих водних джерел шляхом врахування впливу виперозташованої притоки на розташовану нижче за течією основної річки у межах суббасейну.
--	---	--

Заступник декана з наукової роботи
Факультету екологічної безпеки,
інженерії та технологій (ФЕБІТ),
д.т.н., професор



Оксана ТИХЕНКО

Завідувач кафедри цивільної
та промислової безпеки імені Героя України
Чуба Олександра Сергійовича ФЕБІТ,
к.м.н., професор



Батир ХАЛМУРАДОВ

Професор кафедри цивільної
та промислової безпеки імені Героя України
Чуба Олександра Сергійовича ФЕБІТ
д.т.н., професор



Олег ТРЕТЬЯКОВ

Доцент кафедри цивільної
та промислової безпеки імені Героя України
Чуба Олександра Сергійовича ФЕБІТ,
к.т.н., доцент



Віталій НЕЧИПОРУК

Т.в.о. начальника
інституту наукових досліджень
з цивільного захисту
д.т.н., професор



Роман ПОНОМАРЕНКО

Аспірант 4-го року
кафедри технологій захисту
навколишнього середовища,
магістр екології



Світлана КОВАЛЕНКО