

УДК 504.5.054, 622.69:620.162
№ держреєстрації 0121U113986

Товариство з обмеженою відповідальністю
«ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «МЕТІНВЕСТ ПОЛІТЕХНІКА»
69008, м. Запоріжжя, вул. Південне шосе, 80

ЗАТВЕРДЖУЮ

проректор з науково-дослідної роботи
ТОВ «ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
«МЕТІНВЕСТ ПОЛІТЕХНІКА»



Володимир КУХАР
«23» листопада 2023 року

ЗВІТ

ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ

«Дослідження екологічного стану територій в районі гірничо-видобувної діяльності ТОВ «Метінвест Холдинг» у м. Кривий Ріг»

(Заключний)

Науковий керівник, д.г.н., професор

Дмитро ПІКАРЕНЯ
«31» жовтня 2023 року

2023

Рукопис закінчено «31» жовтня 2023 року

Результати роботи розглянуто Науково-технічною радою ТОВ «ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «МЕТІНВЕСТ ПОЛІТЕХНІКА», протокол № 3 від «23» листопада 2023 року

СПИСОК АВТОРІВ

Керівник НДР,
д-р геол. наук, професор



Дмитро ПІКАРЕНЯ
(вступ, розділи 1-7, висновки)

Відповідальний виконавець
етапу 1 «Вплив відвалів гір-
ських порід на екологічний
стан довкілля» (2021-22 рр.),
канд. техн. наук, доцент



Наталія МАКСИМОВА
(вступ, розділи 1-7, висновки)

Відповідальний виконавець
етапу 2 «Вплив відходів зба-
гачення залізних руд на до-
вкілля» (2022-23 рр.),
старший викладач



Олена НАКЕМШІЙ
(підрозділи 1.1, 2.1.3, 5.1, роз-
діл 7, висновки)

Виконавець
д-р геол. наук, професор



Ольга ОРЛІНСЬКА
(розділ 7, висновки)

При написанні підрозділів 3.1 – 3.3 використані матеріали, підготовлені виконавцем, канд. біол. наук, доцентом Анатолієм РОМАНЕМ до 24 лютого 2022 року.

РЕФЕРАТ

ЗВІТ про НДР: 151 с., 71 джерело.

Ключові слова: Лівобережний відвал, річка Інгулець, підземні води, поверхневі води, забруднюючі речовини, екологічний вплив, хвостосховище, дамба, візуальний огляд, геофізичні методи, ПЕМПЗ, ВЕЗ

Об'єкт дослідження – вплив технологічних процесів видобутку залізних руд на довкілля.

Мета роботи – дослідити зміни екологічного стану територій провадження гірничо-видобувної діяльності, встановити джерела забруднення та визначити обсяги забруднюючих речовин.

Предмет дослідження: шляхи забруднення літосфери, поверхневої та підземної гідросфери речовинами, що накопичуються у відвалах гірських порід та хвостосховищах.

Результати та їх новизна: Зроблений комплексний аналіз перебігу процесів розчинення і вилуговування гірських порід, складованих у відвалах, під впливом атмосферних опадів.

Проаналізований внесок відвалу гірських порід у забруднення ґрунтового покриву, підземних та поверхневих вод.

Проінтерпретовано багаторічний аналіз якості поверхневих вод, на підставі якого виявлена необхідність удосконалення методів оцінки екологічного стану водних ресурсів за рахунок врахування галузевої приналежності техногенного навантаження на водозбірну площу.

Проведені дослідження технічного стану дамб хвостосховищ із застосуванням комплексу геофізичних методів, виявлені зони фільтрації розчинів крізь дамбу.

Запропоновані шляхи підвищення інформативності візуального огляду хвостосховищ на прикладі конкретних об'єктів.

Наукова новизна роботи:

- встановлено, що з плином часу відбувається зміна хімічного складу підземних вод, які відходять з відвалу;

- встановлено, що в результаті розчинення залізистих кварцитів відбувається міграція розчинених речовин у підземні води;

- виявлена необхідність удосконалення методів екологічної оцінки якості поверхневих вод з урахуванням того, які види промисловості розвинені в межах водного басейну;

- показана ефективність застосування комплексу геофізичних методів для дослідження технічного стану дамб хвостосховищ гірничо-збагачувальних комбінатів.

Результати виконання представлені у звіті та висвітлені у публікаціях.

Інформація щодо впровадження – методики, результатів досліджень та висновки використовуються у навчальному процесі ТОВ «ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «МЕТІНВЕСТ ПОЛІТЕХНІКА», дисципліни «Інноваційні те-

хнології та системи захисту навколишнього середовища», «Ноксологія та інженерна безпека виробництва», «Екологічні проблеми інженерно-геологічних процесів», «Екологічні проблеми гірничо-металургійних регіонів», «Екологічні проблеми старопромислових регіонів», «Технології захисту зрошувальних земель у вододефіцитних регіонах», «Надрокористування при розробці корисних копалин», «Техногенна та екологічна безпека» тощо.

Зв'язок з іншими роботами: немає.

Рекомендації щодо використання – на підставі дослідження розчинення та міграції шкідливих речовин у відвалах виявлений вплив на якість підземних вод, а також встановлений вплив забруднюючих речовин на екологічні системи річок у районах гірничо-видобувної діяльності, що свідчить про доцільність перегляду класу небезпеки мінеральних відходів, складованих у відвалах та посилення природоохоронних заходів, зокрема впровадження контурного дренажу для перехоплення міграції фільтратів з тіла техногенного насипу. Також рекомендується широко застосовувати геофізичні методи для дослідження зон розущільнення, фільтрації розчинів у дамбах хвостосховищ.

Сфера застосування:

1. Залізорудні гірничо-видобувні та збагачувальні підприємства України.

2. Навчальний процес, науково-дослідна робота.

Економічна та соціально-економічна ефективність роботи: В результаті виконання теоретичних та експериментальних досліджень виявлені доцільність перегляду класу небезпеки відходів, які складовано у породних відвалах, що може призвести до відповідних змін у оподаткуванні та до запровадження більш жорстких природоохоронних вимог до місць видалення відходів. Останнє може покращити якість компонентів навколишнього середовища на територіях, прилеглих до відвалів гірських порід, та на віддаленні від них, а отже безпосередньо вплине на якість проживання місцевого населення.

Запобігання розвитку небезпечних процесів на хвостосховищах відходів гірничо-збагачувальних комбінатів суттєво підвищить їх безпечну експлуатацію. Недопущення аварій, які можуть призвести до руйнування огорожуючих дамб хвостосховищ, дозволить уникнути економічних втрат на ліквідацію наслідків та знизить соціальну напругу на місцеве населення.

Значимість роботи: робота фундаментально-прикладна має значення для підвищення техногенно-екологічної безпеки гірничо-видобувних регіонів.

Висновки, пропозиції щодо розвитку об'єкта дослідження й доцільності продовження досліджень: на підставі проведених досліджень рекомендується розробити систему моніторингу об'єктів гірничо-промислового комплексу – відвалів та хвостосховищ, або вдосконалити існуючу моніторингову мережу з врахуванням найкращих доступних технологій та результатів сучасних досліджень.

Умови одержання ЗВІТУ: доступ за запитом.

ЗМІСТ

ВСТУП	7
1 ФАКТОРИ ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ ГІРНИЧОРУДНИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ.....	10
1.1 Екологічний стан гірничорудних регіонів України.....	10
1.2 Екологічний стан Криворізького залізорудного басейну.....	12
1.3 Породні відвали м. Кривий Ріг.....	16
1.4 Хвостосховища гірничо-збагачувальних комбінатів.....	20
2 МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ТА ТЕОРЕТИЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	27
2.1 Методика проведення дослідження впливу відвалів скельних порід на екологічний стан прилеглих територій.....	27
2.2 Методика досліджень з оцінки технічного стану дамб хвостосховищ.....	32
3 МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД.....	40
3.1 Основні питання організації системи моніторингу поверхневих вод.....	40
3.2 Принципи організації спостереження і контролювання якості поверхневих вод.....	43
3.3 Програми спостережень за гідрологічними і гідрохімічними показниками.....	46
3.4 Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями.....	49
3.5 Методика розрахунку коефіцієнта забрудненості природних вод.....	49
3.6 Методика визначення індексу забрудненості води.....	57
4 МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ ВІДВАЛІВ НА ПІДСТИЛАЮЧІ ШАРИ ГІРСЬКИХ ПОРІД.....	59
4.1 Фізико-хімічні перетворення у відвалах.....	59
4.2 Екологічний вплив залізорудного відвалу на навколишнє середовище.....	64
4.3 Оцінка забруднення підземних вод хімічними сполуками відвальних порід.....	65
4.4 Шляхи попередження забруднення підземних вод хімічними сполуками відвальних порід.....	71
5 ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ.....	74
5.1 Аналіз динаміки зміни якості води р. Інгулець.....	74
5.2 Екологічна оцінка якості вод р. Інгулець за категоріями.....	86
5.3 Розрахунок коефіцієнту забрудненості природних вод.....	95
5.4 Визначення індексу забрудненості води.....	96
6 ОЦІНКА ПРИДАТНОСТІ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ ДЛЯ ЗРОШЕННЯ.....	101
6.1 Визначення агрономічних критеріїв якості зрошувальної води..	101

6.2 Оцінка якості зрошувальної води за небезпекою вторинного засолення.....	107
6.3 Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою підлуження ґрунту.....	107
6.4 Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою її токсичного впливу на рослини.....	109
6.5 Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою осолонцювання ґрунтів за методом І.П. Айдарова і О.І. Голованова.....	110
6.6 Оцінка придатності води для зрошення за методом Стеблера з урахуванням небезпеки щодо осолонцювання зрошуваних земель.....	112
6.7 Оцінка придатності води для зрошення за методом І.М. Антипова-Каратаєва і Г.М. Кадора.....	114
6.8 Визначення якості води для іригації з урахуванням коефіцієнту осолонцювання.....	114
6.9 Оцінка придатності води для зрошення за методом О.М. Можайко і Г.Х. Воротник.....	117
6.10 Оцінка придатності води для зрошення з урахуванням небезпеки осолонцювання за методом М.Ф. Буданова.....	118
6.11 Оцінка небезпеки осолонцювання іонами магнію при зрошенні водами р. Інгулець за методом Собольча та Дараба.....	118
6.12 Характеристика іригаційних властивостей води за методом О.М. Костякова.....	119
6.13 Оцінка якості зрошувальної води р. Інгулець за термодинамічними показниками за методом Дебая-Гюккеля.....	120
7 ОЦІНКА СТІЙКОСТІ ДАМБ ХВОСТОСХОВИЩ.....	123
7.1 Методи і принципи візуальної оцінки технічного стану дамб.....	123
7.2 Оцінка технічного стану дамб геофізичними методами.....	132
7.3 Заходи щодо попередження порушення технічного стану дамб..	140
ВИСНОВКИ.....	145
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ.....	146

ВСТУП

Основні обсяги відходів утворюються внаслідок господарської діяльності підприємств гірничо-металургійного комплексу. Видобування товарних залізних руд ведеться у значних обсягах – 4,5% загального видобутку у світі, що відмічається у Загальнодержавній програмі розвитку мінерально-сировинної бази України на період до 2030 року, затвердженій Законом України від 21 квітня 2011 року № 3268-VI. За категорією матеріалів «мінеральні відходи» спостерігається найбільший відсоток накопичення відходів 65% –77,5% за період спостереження 2015–2019 роки за даними Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2019 році. У Національній стратегії управління відходами в Україні до 2030 року, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 р. № 820-р., відмічене високий рівень утворення відходів та низькі показники їх використання як вторинної сировини.

Необхідність провадження науково-технічного прогресу в усі підгалузі мінерально-сировинного комплексу задля раціонального та ощадливого використання невідновлювальних природних мінеральних ресурсів відмічається у Національній стратегії управління відходами в Україні до 2030 року та у Загальнодержавній програмі розвитку мінерально-сировинної бази України на період до 2030 року. В останній з вищезазначених програм зазначається, що за останні 10–15 років найбільш високими темпами у світі продовжують нарощуватись об'єми видобутку різних корисних копалин. Передбачається розв'язати проблеми розвитку мінерально-сировинної бази України шляхом: диференційного підходу до оцінки запасів і перспективних ресурсів мінеральної сировини, впровадження раціональних способів розробки комплексних родовищ і вилучення супутніх компонентів, відтворення ресурсного потенціалу регіонів з інтенсивним видобутком корисних копалин; активізації міжнародного співробітництва з питань геологічного вивчення, раціонального використання і охорони надр тощо. Тому набуває потреба інтенсифікації науково-практичних досліджень, пов'язаних з управлінням та поводженням з мінеральними відходами IV класу небезпеки, які складуються у відвалах, а також аналогічні питання постають відносно техногенних родовищ корисних копалин, що не су-перечить Кодексу України «Про надра».

Доцільність активізації міжнародного співробітництва з питань геологічного вивчення, раціонального використання і охорони надр, в тому числі управління і поводження з відходами добуток, зазначається не лише в національному законодавстві, але й відзначається у міжнародній нормативно-технічній документації.

Довідковий документ з найкращих доступних технологій щодо поводження з відходами видобувних галузей промисловості (Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Management of Waste from Extractive Industries (MTWR BREF)), який відповідає принципам Директиви

2006/21/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 15.03.2006 року про управління відходами видобувних підприємств, серед різних ключових екологічних питань розглядає аспекти екологічної небезпеки введення хвостового господарства, але й складування відходів добутку у відвалах. У MTWR BREF приділяється увага оцінці екологічних ризиків, зокрема щодо вилуговування сульфідів з відходів добутку. Наприклад, зазначається, що подрібнення фракційного складу відходів призводить до інтенсифікації процесів вилуговування, надається схема та опис шляхів міграції розчинів і, як наслідок, забруднення продуктами перебігу хімічних реакцій компонентів навколишнього середовища (пп. 1.3.1.2, 1.3.2.2, рис. 1.3, пп. 2.1.1.5 у MTWR BREF та інше). Однак більше уваги відносно цього питання приділяється щодо складування рідких відходів у хвостосховищах. BREF та інформаційно-технічні довідники з найкращих доступних технологій періодично переглядаються з урахуванням інноваційних рішень.

Прикладом екологічної небезпеки складування відходів добутку у відвалах є відвали розкривних та пустих порід, що розміщені на півдні Криворізького залізрудного басейну. При видобутку магнетитових кварцитів щорічно з надр вилучається понад 60 млн. т. окислених залізистих кварцитів, які складуються в окремі відвали. На сьогодні окислені залізисті кварцити не використовуються в якості мінеральної сировини внаслідок відсутності рентабельних і екологічно безпечних схем їх збагачення і отримання високоякісного конкурентоспроможного концентрату [1].

Відзначимо, що наведені у рекомендаціях MTWR BREF найкращі доступні технології з мінімізації негативного впливу від складування відходів добувної промисловості на екологічний стан прилеглих територій стосуються в першу чергу питань поводження з «неінертними» відходами. Наприклад, для подібних твердих і рідких відходів зазначається необхідність улаштування протифільтраційного екрану за умови відсутності природного фізичного бар'єру – породної непроникної суцільної основи з коефіцієнтом фільтрації $<10^{-9}$ м/с і товщиною $>0,5$ м (пп. 5.4.1.1 у MTWR BREF та інше). Доцільність улаштування останнього під відвалами малонебезпечних відходів неодноразово розглядалися в роботах науковців, зокрема [1-3 та інші].

Рекомендації MTWR BREF, розроблені Об'єднаним дослідницьким центром Європейської комісії (European Commission's Joint Research Centre, JRC), приділяють увагу не лише екологічним ризикам складування рідких відходів, але й розглядають вплив від складування малонебезпечних «інертних» твердих відходів, які за національним законодавством відносяться до IV класу небезпеки. Відзначимо, що після консервації відвалів на етапі рекультивації більшість країн, які прийняли участь в анкетуванні під час складання BREF, передбачають проведення заходів з фітомеліорації (за необхідністю з попереднім ущільненням).

На сьогодні недостатньої уваги приділяється питанням перебігу геохімічних процесів в тілі породних відвалів та їх впливу на екологічний стан прилеглих територій, що обумовлює актуальність досліджень цих аспектів.

Предмет дослідження: шляхи забруднення літосфери, поверхневої та підземної гідросфери речовинами, що накопичуються у відвалах гірських порід та хвостосховищах.

Результати та їх новизна: Зроблений комплексний аналіз перебігу процесів розчинення і вилуговування гірських порід, складованих у відвалах, під впливом атмосферних опадів.

Проаналізований внесок відвалу гірських порід у забруднення ґрунтового покриву, підземних та поверхневих вод.

Проінтерпретовано багаторічний аналіз якості поверхневих вод, на підставі якого виявлена необхідність удосконалення методів оцінки екологічного стану водних ресурсів за рахунок врахування галузевої приналежності техногенного навантаження на водозбірну площу.

Проведені дослідження технічного стану дамб хвостосховищ із застосуванням комплексу геофізичних методів, виявлені зони фільтрації розчинів крізь дамбу.

Запропоновані шляхи підвищення інформативності візуального огляду хвостосховищ на прикладі конкретних об'єктів.

Наукова новизна роботи:

- встановлено, що з плином часу відбувається зміна хімічного складу підземних вод, які відходять з відвалу;

- встановлено, що в результаті розчинення залізистих кварцитів відбувається міграція розчинених речовин у підземні води;

- виявлена необхідність удосконалення методів екологічної оцінки якості поверхневих вод з урахуванням того, які види промисловості розвинені в межах водного басейну;

- показана ефективність застосування комплексу геофізичних методів для дослідження технічного стану дамб хвостосховищ гірничо-збагачувальних комбінатів.

Результати виконання представлені у звіті та висвітлені у публікаціях.

ЛІВОБЕРЕЖНИЙ ВІДВАЛ, РІЧКА ІНГУЛЕЦЬ, ПІДЗЕМНІ ВОДИ, ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ, ЗАБРУДНЮЮЧІ РЕЧОВИНИ, ЕКОЛОГІЧНИЙ ВПЛИВ, ХВОСТОСХОВИЩЕ, ДАМБА, ВІЗУАЛЬНИЙ ОГЛЯД, ГЕОФІЗИЧНІ МЕТОДИ, ПЕМПЗ, ВЕЗ

РОЗДІЛ 1

ФАКТОРИ ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ ГІРНИЧОРУДНИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

1.1 Екологічний стан гірничорудних регіонів України

Україна займає п'яте місце в світі з видобутку залізної руди та експортує близько 15 % товарної продукції галузі, а також є одним з найбільших виробників марганцю, титану, графіту та каоліну [4]. Навіть за умов падіння промислового виробництва Україна знаходиться серед країн з найбільш високими абсолютними обсягами утворення і накопичення відходів – постійних осередків забруднення навколишнього природного середовища і негативного впливу на всі його компоненти. Так, у 2000 р. вироблено товарної залізної руди 45,6 млн. т, складовано: розкривних порід – 34,4 млн. м³ (0,75 м³/т), відходів збагачення – 44,9 млн. т (0,98 т/т) [5].

За результатами господарської діяльності гірничорудних підприємств, у відвалах заскладовано понад 2,2 млрд. м³ порожніх порід, у хвостосховищах накопичено 2,6 млрд. т відходів збагачення, 250 млн. т шлаків, 30 млн. т шлаків, які хоч і є цінними вторинними матеріальними ресурсами [1], але займають більше 200 тис. га сільськогосподарських та інших угідь, негативно впливаючи на довкілля (рис. 1.1) [6-8].



Рисунок 1.1 – Техногенне навантаження довкілля [7]

Розробка родовищ корисних копалин в Україні супроводжується хаотичним поверненням 60-70 % мінеральних та земельних ресурсів до навколишнього середовища [6], в результаті чого порушено збалансований кругообіг речовин і, як наслідок, утворились зони екологічної напруги, а в районах Криворіжжя, Нікополя, Кам'янського, Алчевська, Макіївки, Калуша, узбережжя Керчі, Севастополя, Одеси, Маріуполя та ін. ситуація визначена як катастрофічна [4].

Негативний вплив гірничодобувної промисловості на довкілля полягає в порушенні земної поверхні під час розробки корисних копалин, в утворенні відходів, в сприянні розвитку зсувів, провалів, просідань земної поверхні, активізації розломних зон земної кори, в забрудненні ґрунтів токсичними хімічними елементами, атмосферного повітря викидами газових та пилових шкідливих речовин, водних ресурсів рідкими відходами гірничих підприємств, в порушенні природного гідрогеологічного режиму територій [4, 5].

Негативний вплив гірничодобувної промисловості на довкілля полягає в порушенні земної поверхні під час розробки корисних копалин, в утворенні відходів, в сприянні розвитку зсувів, провалів, просідань земної поверхні, активізації розломних зон земної кори, в забрудненні ґрунтів токсичними хімічними елементами, атмосферного повітря викидами газових та пилових шкідливих речовин, водних ресурсів рідкими відходами гірничих підприємств, в порушенні природного гідрогеологічного режиму територій [4-5].

Підтоплення є одним з найпоширеніших екзогенних геологічних процесів, що розвивається в природних умовах під впливом техногенних факторів [4, 9-12]. Площа підтоплення у межах території України за останні 35 років в середньому виросла у 8 разів, а в економічно розвинених Херсонській, Миколаївській, Одеській, Дніпропетровській, Донецькій, Запорізькій, Полтавській, Харківській областях та АР Крим в 14-34 рази, при цьому процес розвивається не тільки у межах заплав та надзаплавних терас річкових долин і днищах балок, а й на вододілах [4].

Фактори підтоплення поділяються на активні та пасивні, які в свою чергу поділяються на природні та штучні (табл. 1.1). Природні фактори поєднують природні, кліматичні, геоморфологічні, геолого-літологічні, гідрографічні, гідрогеологічні умови території. До штучних факторів відносять порушення поверхневого стоку внаслідок відсутності вертикального планування або зміни природного рельєфу.

Таблиця 1.1 – Класифікація факторів підтоплення територій

Природні		Активні				Пасивні	
		діючі в процесі будівництва (тимчасові)	Штучні			природні умови	при за-своєнні території
систематичні	періодичні		епізодичні	природні умови	при за-своєнні території		
Конденсація парів під забудовою і у зворотних засипках. Концентрація вологи внаслідок зменшення випаровування	Інфільтрація зливових та талих вод. Сезонна концентрація вологи в ґрунтах	Інфільтрація поверхневих вод, які затримані насипами	Інфільтрація з комунікацій, цехів з «мокрим» технологічним процесом	Інфільтрація поливних вод	Інфільтрація аварійних втрат	Гідрогеологічні, геоморфологічні умови, клімат	Порушення природного рельєфу, ліквідація природних дрен

Зазвичай розвиток небезпечних екзогенних геологічних процесів (ЕГП) на забудованих територіях відбувається під впливом сукупності різних причин і факторів, спільне врахування яких при прогнозі підтоплення дуже складне [13].

Криворізький залізорудний басейн відноситься до регіонів з критичним станом довкілля. Одними з найгостріших екологічних проблем гірничорудного регіону є забруднення та підтоплення сільськогосподарських земель і населених пунктів, які розташовані в межах дії гірничо-збагачувальних підприємств [4-6].

1.2 Екологічний стан Криворізького залізорудного басейну

В Криворізькому залізорудному басейні розробка багатих рудних покладів здійснюється понад сто років [14]. За цей час видобуто більше 4,03 млрд. т. товарної залізної руди. Майже дві третини цієї кількості (2,6 млрд. т.) припадає на період найінтенсивнішої експлуатації родовищ у 1965-1990 роках [5]. В сучасних умовах видобуток залізістих кварцитів відкритим способом ведеться на 10 кар'єрах та підземним способом на 10 шахтах глибиною 1100-1430 м [12] з наступним збагаченням на п'яти гірничо-збагачувальних комбінатах (ГЗК): Північному, Центральному, Новокриворізькому, Південному і Інгулецькому. Загальна площа гірничого відводу сягає 700 км², а гірничих робіт – 360 км² [5].

На Криворіжжі практично не залишилося природних ландшафтів [5, 15-16]. Понад 80 % території перетворено на природно-техногенні ландшафти – це райони великої промислової забудови (промзона), міські та сільські агломерації, численні кар'єри ГЗК та рудники, відвали порід, шламосховища, зони обвалювання, транспортні комунікації та комплекси [5, 17, 18]. Розвиток гірничодобувної промисловості призвів не лише до техногенного перетворення природного рельєфу, але й до виникнення схилових процесів – обвалів, зсувів, лінійної ерозії [4, 12]. Так, осідання земної поверхні над гірничими виробками спостерігається по всій площі Криворізької структури і займає майже 41 км² території [12]. Згідно [4] зони обвалення шахтних полів становлять біля 40 км², відвали розкривних порід з кар'єрів та шахт займають понад 100 км².

Порушення гідрогеологічного режиму території є найбільш динамічним фактором, який здатний різко підсилювати вплив на довкілля всіх інших факторів і визначати загальну екологічну ситуацію в регіоні. Активізувати цей фактор на думку [4] може закриття шахт.

До 1970 р. усі шахтні води гірничодобувних підприємств скидалися в ріки Інгулець і Саксагань. Середня мінералізація шахтних і кар'єрних вод у той час не перевищувала 5 г/л при 10÷12 г/л на окремих шахтах. Нераціональна практика експлуатації залізорудних родовищ, при якій гірничі роботи швидко спускаються на глибину, призвела до накопичення великої кількості рідких відходів з підвищеною мінералізацією, що скидаються до хвостосховищ, ставків

зворотної води та у ставок-накопичувач б. Свистунова з наступним використанням у системі зворотного водопостачання при збагаченні залізистих кварцитів. До хвостосховищ потрапляють пульпа збагачувальних фабрик, шахтні та кар'єрні води, побутові стоки, тому їх можна вважати своєрідним акумулятором сольових розчинів на певних територіях. За період 1960-2001 рр. до них надійшло 24,1 млн. т солей, видалено з концентратом 1,8 млн. т, з водами річок Саксагань та Інгулець – 1,5 млн. т, накопичено на території – 20,8 млн. т, в тому числі у хвостосховищах – 8,9 млн. т. В залежності від обсягів видобутку руди кількість високомінералізованих вод, яка перевищує проектний об'єм хвостосховищ, коливається в великих межах, іноді сягаючи до 18 млн. м³ [4].

Таким чином, територіями найбільших техногенних порушень є території великих хвостосховищ: Північного, Центрального, Новокриворізького, Південного та Інгулецького ГЗК, що найбільше впливають на засолення підземних та поверхневих вод. У південній частині Криворізького рудного району загальна площа хвостосховищ та ставків-накопичувачів на початок 2000 р. складає близько 2850 га, відмітки дамб хвостосховищ становлять від 125 до 135 м. Фактичний об'єм відходів, що заскладовані в хвостосховищах комбінатів, складає 1119,5 млн. т. Мінералізація води в хвостосховищах та ставках-накопичувачах сягає $12,2 \div 28,4$ г/дм³ [4].

Найсуттєвіший вплив на засолення ґрунтів і вод південного району Криворізького залізорудного басейну справляє "Об'єднане хвостосховище ПдГЗК та НКГЗК", яке має площу 683 га. За період з 1961 р. по 2001 р. у хвостосховище ПдГЗК відкачано близько 160 млн. м³ кар'єрних вод. Надходження води у кар'єри пов'язане безпосередньо з їх глибиною та кількістю атмосферних опадів. При розробці верхніх горизонтів атмосферні опади мали значний вплив на якість кар'єрних вод та кількість водопритоків з поглибленням кар'єрів. Починаючи з 1987 р. при розробці горизонту -180 м значно підвищились притоки з підземних водоносних горизонтів: так у 1986 р. притоки склали 360,4 м³/рік, у 1993 р. – 954,1 м³/рік, тобто підвищилось в 2,6 рази [20]. Загальне річне надходження вод у хвостосховище «Об'єднане» коливалося у межах від 8577 тис. м³ до 32844 тис. м³ з мінералізацією від 10 г/л до 30 г/л переважно хлоридно-натрієвого складу [4].

Південно-західніше селища Миколаївка розташовано хвостосховище ІнГЗК, до якого хімічні сполуки потрапляють з кар'єрними і шахтними водами. Кар'єрні води родовища сульфатно-хлоридно-карбонатні, магнієво-натрієві з мінералізацією від 1,7 г/л до 2 г/л. З пуском хвостосховища в нього почали скидатися високомінералізовані шахтні води хлоридно-натрієвого складу з ш. Центральна. Річне надходження шахтних вод коливається у межах від 1580 тис. м³ до 4025 тис. м³ і в середньому складає 2802,5 тис. м³ в рік [4].

Значне видалення солей з території відбувається за рахунок скидів надлишку води в річку Інгулець та шляхом їх фільтрації у річкову мережу. Кількість скидів зворотних вод в період з 1986 по 2000 р. склала 3136 тис. м³, мінералізація яких коливається по роках в межах 3,3-4,3 кг/м³ [4].

Слід звернути увагу на той факт, що шляхом фільтрації до річкової мережі

потрапило вод більше, ніж їх було скинуто. За період 1965-2001 рр. ця цифра склала 49961 тис. м³. За хімічним складом води хлоридно-сульфатно-натрієві [4].

За період 1965 – 2001р. у водоносні горизонти потрапило 235,2 млн. м³ солоних вод, що в середньому складає 6,9 млн. м³. За хімічним складом ці води ідентичні водам у хвостосховищі. На думку І. С. Паранько це свідчить про те, що у накопичувачах іони не утворюють водонерозчинних солей [4].

Таким чином, великою екологічною проблемою в Криворізькому залізородному басейні є засолення порід осадового чохла та гданцевської і саксаганської світ криворізької серії солями. При видобутку залізних руд у Криворізькому басейні щорічно відкачується близько 40 млн. м³ шахтних вод з мінералізацією від 5 до 95 г/л при середній мінералізації 30 г/л. Підприємства з підземного видобутку руди у Кривбасі утворили фактично єдиний гідротехнічний комплекс завдовжки майже 100 км, що спричинено порушенням ціликів між сусідніми шахтними полями у південній частині родовища, у зв'язку з чим шлях для міграції підземних вод виявився відкритим. Щорічні обсяги водовідведення складають 20,9-21,8 млн. м³, з них 9,5-10,6 млн. м³ (46-49 %) відкачується на поверхню шахтами, що закриваються у ході реструктуризації гірничодобувного комплексу. Зі збільшенням глибини кар'єрів до шахтних вод у значній кількості додаються і кар'єрні води [4]. За даними [12] регіональна потужність масиву гірських робіт з розвитком техногенної тріщинуватості та підвищенням проникності сприяє формуванню значних водопритоків (45 млн. м³/рік). Високомінералізовані (до 63,6 г/дм³) води, що відкачуються з шахт та кар'єрів, утилізуються в створених двох ставках-накопичувачах та п'яти хвостосховищах загальною площею до 70 км² (4715,9 га).

Наявність слабопроникних покривних порід та розташування значної кількості шламосховищ обумовило розвиток підтоплення на площі до 500 км² зі суттєвим ускладненням стану промислових і житлових агломерацій, дамб хвостосховищ та ін. Крім того активна фільтрація техногенних вод сприяє надходженню в річкову мережу 180 тис. т/рік солей (17 % від загального надходження з шахтними водами [4].

За систематизацією даних по хімічному складу шахтних вод, виконаною І. С. Паранько, зазначені підземні води можна розділити на три групи за ступенем загальної мінералізації: слабомінералізовані (до 10 г/л); середньомінералізовані (від 10 до 30 г/л); високомінералізовані (більш 30 г/л) (табл. 1.2).

Таблиця 1.2 – Класифікація шахтних вод за ступенем загальної мінералізації [4]

Назва групи шахтних вод	Типовий приклад	Властиві показники		
		дебіт, м ³ /год	pH	загальна мінералізація, г/л
слабомінералізовані	РУ ім. Кірова	540	8,6	11
середньої мінералізації	РУ ім. Комінтерну	265	7,2	38
високомінералізовані	РУ ім. К. Лібкнехта	652	6,9	86

Для вирішення проблем утилізації шахтних вод були запропоновані наступні методи: відведення шахтних вод по трубопроводах в лимани Чорного і Азовського морів; захоронення шахтних вод; опріснення високомінералізованих шахтних вод з отриманням та реалізацією твердих солепродуктів. Проте в сучасних умовах господарювання жодний метод не може бути реалізованим без всебічної підтримки держави та виділення нею значних коштів [4].

Враховуючи становище, що склалося на Україні, яке не дозволяє здійснити кардинальні природоохоронні заходи з надлишком мінералізованих вод, єдиним можливим шляхом є скид надлишку зворотних вод у міжвегетаційний період у р. Інгулець з подальшим санітарним промиванням його русла прісною водою.

Регулярні скиди в зимовий період великої кількості води, яка вміщує значну кількість хлоридів, сульфатів та багато інших шкідливих речовин, значно впливають на умови існування рослинного і тваринного світу цих річок, спричиняючи періодичні зміни характеру водного середовища від прісного до солонувато-водного і навпаки.

Таким чином, заходи щодо поліпшення стану довкілля не завжди ліквідують негативні наслідки впливу гірничорудних підприємств. Споруди по перехопленню дренажних вод з хвостосховищ недостатньо забезпечують повну ізоляцію водоносних горизонтів прилеглих територій від забруднення та підтоплення, а також попадання промислових стоків у річкову систему. Мало уваги приділяється засоленню територій технічними водами. Відомо, що шахтні води, акумульовані в б. Свистунова, завдають шкоди не лише Дніпропетровській, а й Миколаївській та Херсонській областях. Це обумовлене рухом сольових розчинів у верхній та середній світі кристалічної основи з подальшим утворенням ділянок накопичення солей.

Шляхами чи дренами руху сольових розчинів є система тектонічних порушень (розломів різних порядків), по яким води поверхневих джерел надходять до кристалічних порід фундамента. В зонах розломів породи характеризуються великою водообільністю та високими водно-фільтраційними властивостями. Фільтрація відбувається лише в східному напрямку, при досягненні основних розривних порушень, сольові розчини по них рухаються на південь. Питомі дебети свердловин складають 0,45-7,2 м³/год, коефіцієнти фільтрації – 0,09-3,85 м/добу. Розподіл концентрацій радону в річкових водах свідчить про практичну відсутність висхідного розвантаження тріщинуватих вод в річки. Найбільше надходження річкових вод у водоносний горизонт тріщинуватих порід фундамента відбувається в зоні Тарапаківського розлому поблизу русла р. Інгулець, де доля річкових вод в суміші біля 85 % (оцінка за радієм) [20].

Отже, сучасний екологічний стан гірничодобувних регіонів обумовлений тим, що впродовж багатьох років експлуатації рудних родовищ України сформувався однобічний підхід до вивчення та видобутку мінеральної сировини. Наприклад, основною корисною копалиною Криворізького залізорудного басейну є залізисті кварцити та багаті залізні руди, Донбасу – вугілля, Нікопольського басейну – марганцеві руди, Західноукраїнського сірконосного регіону –

сірка і т.п. При цьому від 30 до 70 % мінеральної маси, яка видобувається з надр і містить промислові концентрації рудогенних елементів і неметалеві корисні копалини, складуються у відвалах і шламосховищах, створюючи надмірне техногенне навантаження на довкілля. Окрім того, в надрах більшості гірничодобувних регіонів зосереджені поклади багатьох видів мінеральної сировини, необхідних для переробки основних копалин, або для потреб регіону, але вони завозяться в регіони з інших місць та навіть з-за кордону, а це значно підвищує економічні витрати підприємств, позначається на вартості продукції, і, як наслідок, на її конкурентоздатності.

Причинами розвитку процесів підтоплення та активізації таких екзогенних геологічних процесів, як зсуви порід над виробленим простором, обвальні-зсувні явища на старих виробках, відвалах гірських порід, бортах і загороджувальних дамбах хвостів і шламосховищ вважаються багаторічні геолого-розвідувальні роботи, розробка залізорудних родовищ, а також пов'язані з цим зростання водокористування, великі об'єми гідротехнічного, промислового та міського будівництва, створення каскаду водосховищ, затоплення відпрацьованих шахт та кар'єрів [4, 19].

У Криворізькому залізорудному регіоні екологічна ситуація набула критичної стадії під впливом виявлених факторів підтоплення та забруднення ґрунтів, поверхневих і підземних вод – шламосховищ, ставків-накопичувачів [4, 12, 15, 20-25]. На думку авторів [4, 5], потрібне якнайшвидше розгортання спеціальної системи кризового моніторингу та розробка нових державних програм екологічної реабілітації Кривбасу, оскільки звичайних механізмів урівноваження екологічного стану та забезпечення екологічної безпеки вже недостатньо.

1.3 Породні відвали м. Кривий Ріг

На сьогодні в Україні основним районом залізорудної промисловості є Криворізький залізорудний басейн, який дає понад 90% видобутку залізної руди. Промисловий комплекс Криворіжжя станом на початок ХХІ ст. може добувати на рік понад 190 млн. т сирих руд і отримувати з них біля 70 млн. т товарної продукції.

Криворізький залізорудний басейн – найбільший в Україні басейн з покладами багатих залізних руд, головний гірничо-видобувний центр країни, розташований на території Дніпропетровської області. Видобуток та збагачення залізної руди здійснюється на Новокриворізькому, Південному, Північному, Інгулецькому і Центральному гірничо-збагачуваному комбінаті (ГЗК).

Об'єм відходів Криворіжжя оцінюється в 10 млрд. т та складає більш 30% від загальної кількості промислових відходів підприємств України [27]. Тут видобувається понад 80% залізорудної сировини і виробляється 20% металу України. В зв'язку з цим, територія Криворізького басейну відноситься до найбільш техногенно порушених в світі.

Останнім часом нові, техногенні форми рельєфу, що виникли у Криворіжжі та в інших центрах видобутку мінеральних ресурсів, стали об'єктами дослідження екологів, що пов'язане із значними розмірами нових форм рельєфу та їх впливом на оточуюче середовище.

Особливе місце у геологічному середовищі посідають нові, техногенні форми рельєфу, що виникли внаслідок масштабних розробок залізорудних покладів упродовж останніх 125 років, такі як кар'єри, відвали, шламосховища, зони зсуву та обвалення [28].

Кількість великих відвалів у Криворіжжі визначається у 20 одиниць Загальна площа відвалів перевищує 70 км² (30% від площі, що займають усі техногенні форми рельєфу). Самим великим з них є Лівобережний відвал Південного ГЗК (ПдГЗК) – який обраний у якості об'єкта дослідження.

Рудний район, що здобув в кінці 19 століття світову популярність, містив у собі три річкових долини: центральну долину р. Саксагані, найбільш багату рудами і найкраще досліджену; до південного кінця цієї долини безпосередньо примикає долина р. Інгулець, що починається біля впадіння р. Саксагань в р. Інгулець; у верхній течії р. Жовтої, лівої притоки р. Інгульця, поміщається третя долина, Желторецька, найменш досліджена. Ці три долини представляли собою три глибоких річкових резервуара, повних вологи і зелені, розташованих серед сухого випаленого сонцем степу і служили місцем для більш-менш людних поселень, про це свідчать різноманітні предмети домашнього вжитку давніх часів, коли в країні мешкали скіфи і сармати, які знаходять під час розкопок.

За часів Запорізької Січі ці місця входили до складу Інгульської (або Перевізької) паланки і в описаних річкових долинах був розташований ряд запорізьких зимівників, з яких надалі розвинулися великі селища (м. Кривий Ріг та ін.).

Річкові долини і численні балки були покриті віковим дубовим лісом, серед якого по кам'янистим ложах текли стрімкі в той час ріки та місцями зустрічалися гранітні резервуари, наповнені чистою і прозорою водою. Зелений покрив долин і балок у багатьох місцях розвивався і давав вихід оголенням потужних кристалічних залягань, а кругом стелився степ, покритий ковилою [14].

Відкриття залізорудних покладів і їх експлуатація змінили не тільки життя в цьому тихому куточку, але навіть і зовнішній його вигляд (рис. 1.2).

Залізні руди розробляють підземним і відкритим способом. Одним із великих є кар'єр Південного ГЗК. Його було введено в експлуатацію в 1955 році, і перші тонни залізорудного концентрату були виготовлені того ж року. Введення в експлуатацію кар'єру стало новою віхою у розвитку регіону.

Сировинною базою Південного ГЗК є Склеюватське магнетитове родовище залістистих кварцитів, розташоване на правому березі р. Інгулець в 11-12 км на південь від центру м. Кривий Ріг. В геологічному відношенні родовище приурочено до порід саксаганської світи криворізької серії нижнього протерозою, що залягають у вигляді синклінальної складки із зануренням на північ під кутом 18-20°. Породи саксаганської світи представлені шістьма залістистими і шістьма сланцевими горизонтами.



а



б

Рисунок 1.2 – Вигляд р. Інгулець у 1903 р. [14] (а) та у 2017 р. (б)

Основним продуктивним горизонтом, розроблюваним кар'єром комбінату, є четвертий залізистий, представлений неокисленими магнетитовими кварцитами. При видобутку магнетитових кварцитів попутно видобуваються окислені (мартитові) кварцити п'ятого і шостого залізистих горизонтів, горизонтів і зони окислення четвертого залізистого горизонту. Ці кварцити служать сировинною базою Криворізького гірничо-збагачувального комбінату окислених руд. Видобуті окислені кварцити складуються в відокремлені відвали (з 1986 року окремо по горизонтах).

Розробка кар'єрів сприяла виникненню відвалів і хвостосховищ у Криворіжжі, в свою чергу і лівобережного залізорудного відвалу ПГЗК [5]. У Лівобережних відвалах ПГЗК (рис. 1.3) зосереджено близько 270 млн.м³ скельних порід і окислених кварцитів на площі близько 900 га. Відвали розташовані на лівому березі р. Інгулець на північний захід від кар'єру. Довжина відвалу близько 4500 м, ширина 2500 м, висота в середньому близько 100 м. Відвал відсипається ярусами

висотою 20-40 м, західна сторона має п'ять ярусів, східна два яруси, результуючий кут укосу відвалу 15° . Західна частина відвалу складена скельними породами (сланці, кварцити і т.п.), а східна – окисненими залізистими кварцитами. Схематичний розріз Лівобережного відвалу зображено на рис. 1.4.

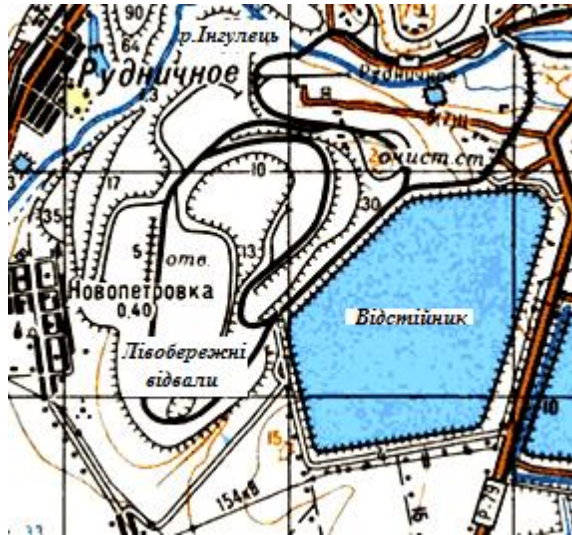


Рисунок 1.3 – Фрагмент топографічної карти Лівобережних відвалів Південного ГЗК, м. Кривий Ріг

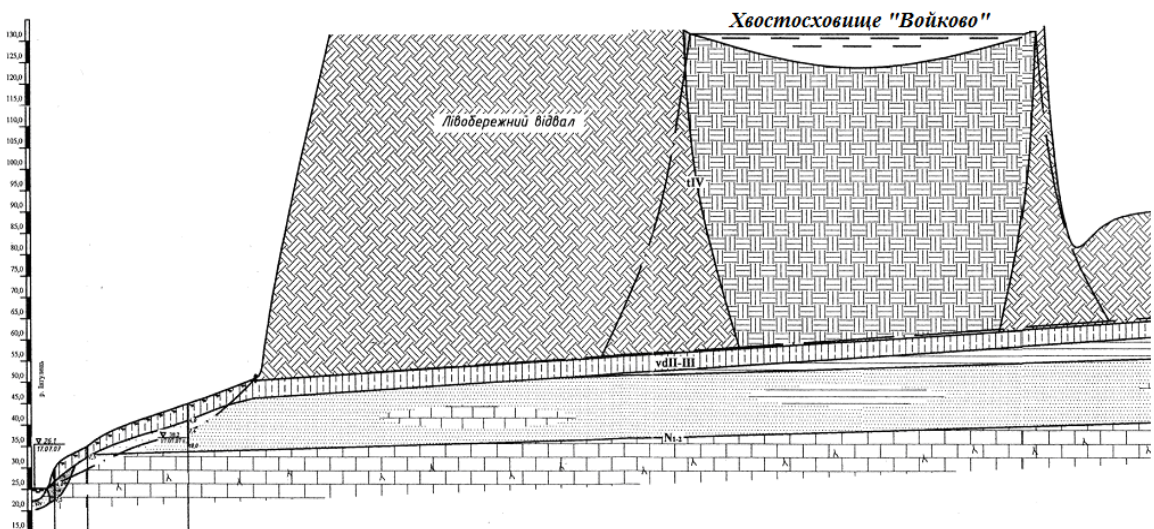


Рисунок 1.4 – Схематичний профіль Лівобережного відвалу (за матеріалами Державного проектно-розвідувального ін-ту «Дніпродіпроводгосп»)

Територіально відвали розташовуються в зоні Криворізько-Кременчуцького глибинного розлому. За геолого-геофізичними даними виділяють кілька систем розривних порушень і зон підвищеної тріщинуватості різного орієнтування в осадових породах і кристалічному фундаменті, які представляють собою розгалужену протяжну мережу сполучених дренажних каналів, що обумовлюють перетікання підземних вод з одного геологічного горизонту в інший.

1.4. Хвостосховища гірничо-збагачувальних комбінатів

Хвостосховище відходів збагачення залізних руд є комплексним об'єктом і типовим прикладом гідротехнічної системи (ГТС) - утворенням, у якому природні й технічні частини настільки взаємопов'язані, що функціонують як єдине ціле. ГТС складається з елементів, які можуть бути трьох видів:

- 1) природного походження,
- 2) випадково змінених у процесі будівництва та експлуатації,
- 3) спеціально створених людиною.

Структура типового хвостосховища наведена на рис. 1.5 [29]. Схеми накопичувачів і дамб, що використовуються у хвостосховищах, наведено на рис. 1.6-1.7.

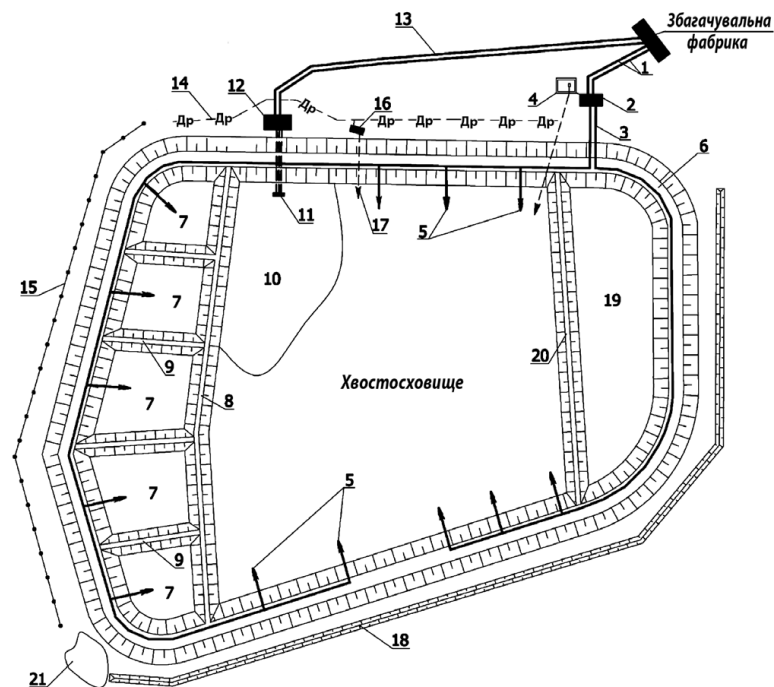


Рисунок 1.5 – Схема хвостового господарства гірничо-збагачувального комбінату:

1 - самопливна подача пульпи, 2 - пульпонасосна станція, 3 - магістральні пульпопроводи, 4 - аварійна ємність, 5 - розподільні пульпопроводи з випусками, 6 - дамба обвалування, 7 - карта намивання, 8 - внутрішня дамба, 9, 10 - відстійний ставок, 11 - водозабірна споруда, 12 - насосна станція оборотної води, 13 - трубопроводи оборотної води, 14 - дренаж, 15 - протифільтраційна завіса, 16 - дренажна насосна станція, 17 - напірна подача дренажної води, 18, 19 - відсік повторного використання хвостів, 20 - дамба, що відсікає, 21 - акумулююча ємність поверхневих і дренажних вод

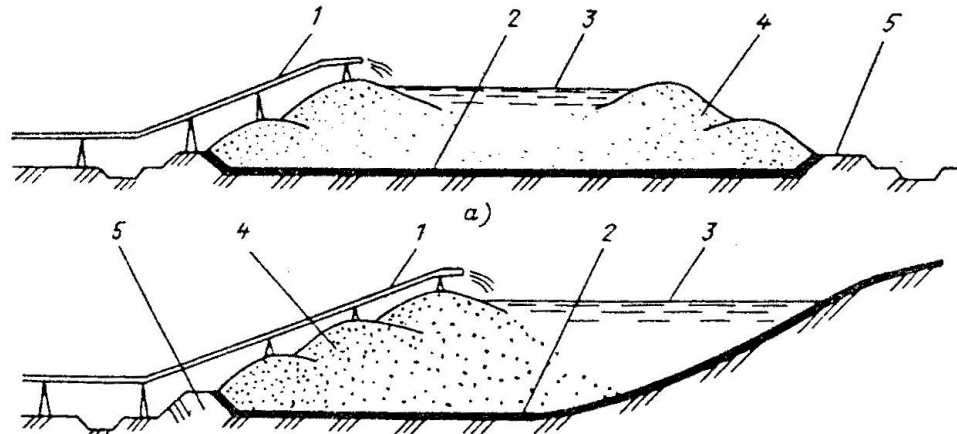


Рисунок 1.6 – Структура дамби хвостосховища у верхньому б'єфі (а) та дамби хвостосховища яружного типу (б)

1 – система подачі хвостів (трубопровід), 2 – слабопроникний екран, 3 – рівень води у ставку, 4 – нарощена дамба, 5 – піонерна гребля

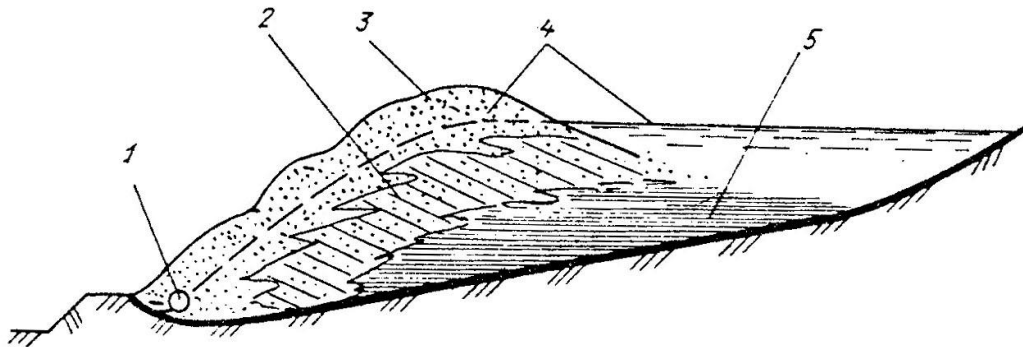


Рисунок 1.7 – Розподіл різних фракцій хвостів у верхньому б'єфі хвостосховища:

1 – дренаж, 2 – фракція дрібнозернистого піску та мулу, 3 – фракція крупнозернистого піску, 4 – рівень води у ставку накопичувача та греблі, 5 – фракція мулу

До технічних елементів хвостосховища належать усі види дамб, ставкосховище, споруди для транспортування хвостів, система дренажу та водовідведення, протифільтраційні екрани та завіси.

Хвости, пляж, ложе хвостосховища є природно-технічними елементами.

Ґрунтові та поверхневі води, ґрунт і атмосферне повітря в зоні впливу хвостосховища належать до природних елементів ділянки хвостосховища.

Етапи життєвого циклу хвостосховища.

Під час розвитку хвостосховища з часом відбуваються зміни його елементів: збільшується частка і вплив природно-технічних компонент (обсяг хвостових матеріалів), застарівають і зношуються технічні пристрої (дамба, дренажі, трубопроводи), деградує природні елементи (навколишнє середовище). Разом із цим видозмінюються поточні завдання з експлуатації хвостосховища.

Для уточнення цих завдань у багатьох нормативних документах з експлуатації хвостосховищ у різних країнах (Україна, країни ЄС, Австралія, Канада) виділено етапи їхнього життєвого циклу, що охоплюють проектування, будівництво, експлуатацію, закриття і рекультивацію. Протягом усього життєвого циклу екологічні інспекції та оператори хвостосховища мають контролювати поточний стан об'єкта, включно з його впливом на навколишнє середовище, функціонуванням технічних елементів, кваліфікацією персоналу та його готовністю до надзвичайних ситуацій.

Вплив хвостосховища на навколишнє середовище

Вплив хвостосховища на довкілля визначається з урахуванням таких складових [29].

- 1) Зміна ефективності господарської діяльності під час відчуження земель, вирубки лісів, проведення будівництва.
- 2) Зміни природного ландшафту.
- 3) Порушення структури ґрунтів.
- 4) Зміни рівневого та хімічного режиму підземних вод.
5. Затоплення, заболочування, засолення земель.
6. Забруднення водотоків стічними водами.
7. Забруднення повітря пилом.
8. Зміна умов міграції тварин унаслідок прокладання трубопроводів.
9. Зміна умов життя місцевого населення (виникнення загрози аварій).
10. Забруднення довкілля під час будівництва.
11. Забруднення повітря під час експлуатації хвостосховища при роботі спецтехніки.
12. При зберіганні радіоактивних відходів - радіоактивне забруднення ґрунтів, атмосфери, гідросфери.

Процеси, спричинені створенням та експлуатацією хвостосховищ, спрощено можна представити діаграмою на рис. 1.8.

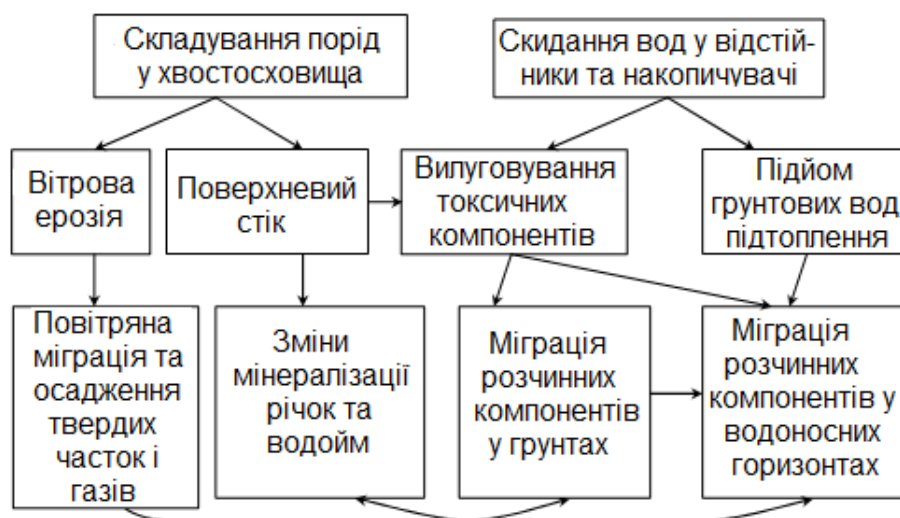


Рисунок 1.8 – Процеси техногенних змін довкілля, викликані створенням та експлуатацією хвостосховищ

Аналіз аварій на хвостосховищах у світі.

Вплив конструктивних особливостей на стійкість хвостосховищ під час аварійних ситуацій було проаналізовано на основі даних про аварії, що трапилися в різних країнах світу в ХХ ст. за даними Міжнародної комісії з великих гребель (ICOLD) [30]. Відомості про аварії з урахуванням інших джерел наведено в [31, 32], їхні висновки багато в чому аналогічні до тих, що були отримані в цьому розділі.

Перелік хвостосховищ, для яких було зібрано відомості про аварійні ситуації, містить інформацію про 220 аварій, що трапилися за період 1917-2000 рр. у 29 різних країнах світу. Кожен випадок ідентифіковано за трьома типами: «руйнування, прорив», «позаштатна ситуація» або «порушення режиму підземних вод». Усі причини аварійних випадків поділено на такі групи: порушення стійкості схилу дамби, сейсмічні прояви, переповнення проектної ємності, порушення основи та структурної цілісності, фільтрація, вплив на підземні води, ерозія, просідання внаслідок ведення гірничих робіт.

Для аналізу динаміки аварійних випадків на хвостосховищах за роками з переліку було виключено 41 об'єкт, для яких не було ідентифіковано рік аварії, тому загальна кількість аварій, відібраних для аналізу, становила 179. Майже 75% усіх аналізованих випадків припадають на п'ять країн світу з найбільшою кількістю аварійних ситуацій: США, Чилі, Канада, Велика Британія, Південна Африка (рис. 1.9). Це пов'язано, ймовірно, з повнішим обліком аварій у цих країнах.

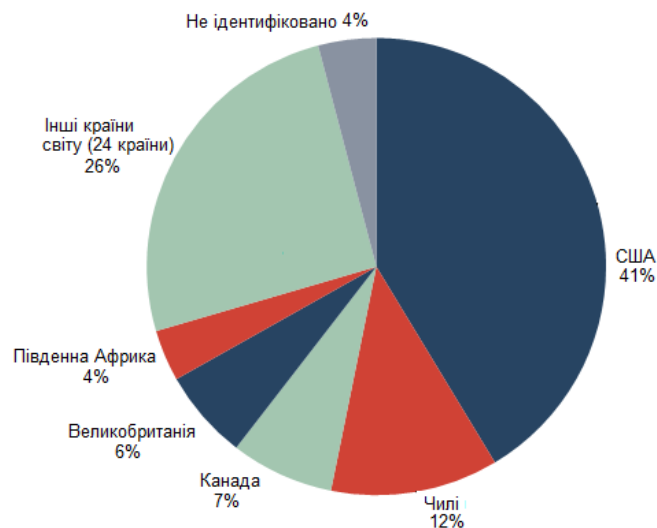


Рисунок 1.9 – Розподіл аварійних ситуацій на хвостосховищах країн світу, %

Частота аварій на хвостосховищах країн світу (рис. 1.10) демонструє різке зростання із середини 1960-х років, що пов'язано з інтенсивним розвитком гірничої промисловості в той період і утворенням великої кількості таких об'єктів.

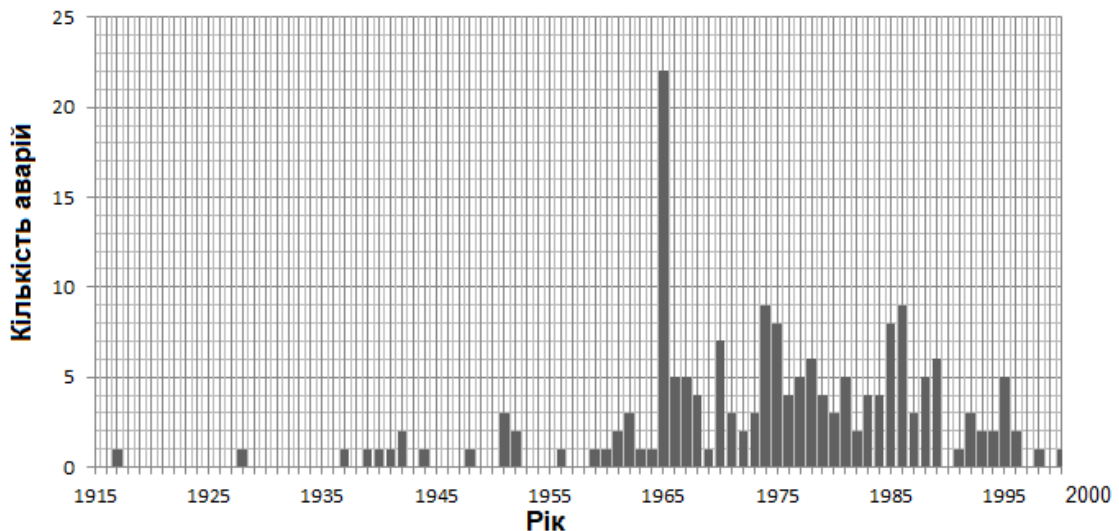


Рисунок 1.10 – Кількість аварій на хвостосховищах

Максимальна кількість аварій у ХХ столітті припадає на період з 1970 по 1995 рр., після чого кількість різних інцидентів дещо зменшилася. Це може бути пов'язано із запровадженням суворіших стандартів безпеки, згортанням гірничого видобутку в деяких країнах, зокрема, в Європі, запровадженням інших способів видобутку, що виключають накопичення відходів на поверхності (закладка виробленого простору).

Причини аварій на хвостосховищах

Аналізуючи причини аварій на хвостосховищах, можна виокремити в порядку зменшення їхнього пріоритету такі (рис. 1.11):

- 1) порушення стійкості схилу (дамби),
- 2) сейсмічні прояви,
- 3) переповнення проєктної ємності,
- 4) порушення основи та структурної цілісності
- 5) фільтрація,
- 6) ерозія,
- 7) просідання внаслідок ведення гірничих робіт.

Серед природних ризиків слід відзначити сейсмічну активність (18% випадків), гідрологічні та гідрогеологічні явища, з якими часто пов'язане переповнення проєктної місткості, фільтрація через дамбу, вплив підземних вод, ерозія (40% усіх випадків), а також порушення стійкості схилу, що часто також є результатом синергетичного впливу сейсмічних і гідрологічних чинників. Отже, ці фактори мають бути перевірені особливо ретельно в процесі екологічного аудиту хвостосховищ.

Розподіл кількості аварій за типом огорожувальних споруд (рис. 1.12) вказує на істотно підвищений ризик аварій для наливних дамб, що споруджуються вгору за течією: із загальної кількості 172 аварійних випадків з ідентифікованим типом греблі 88, або 51,2%, зареєстровано для дамб саме цього

типу, а решта випадків сталися на греблях інших типів, тому цей фактор доцільно враховувати під час оцінювання небезпеки хвостосховищ.

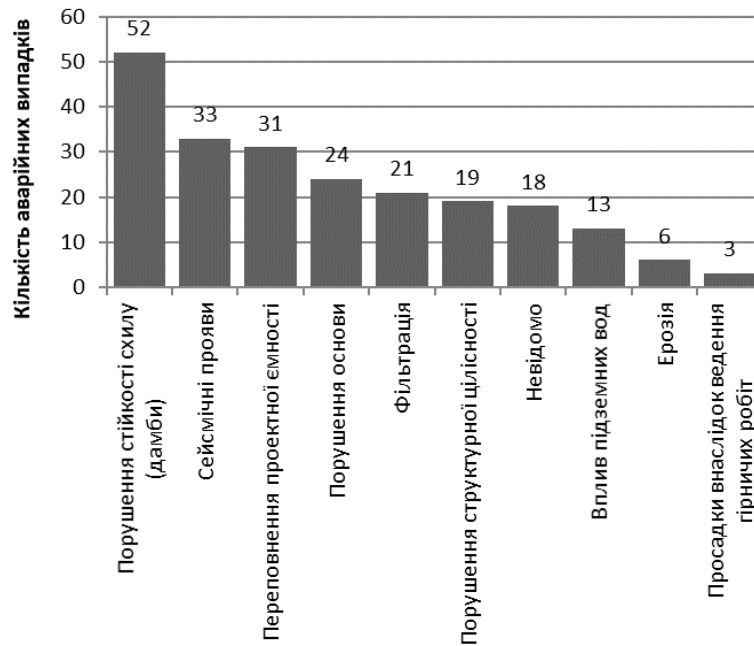


Рисунок 1.11 – Розподіл кількості аварій з їх причин

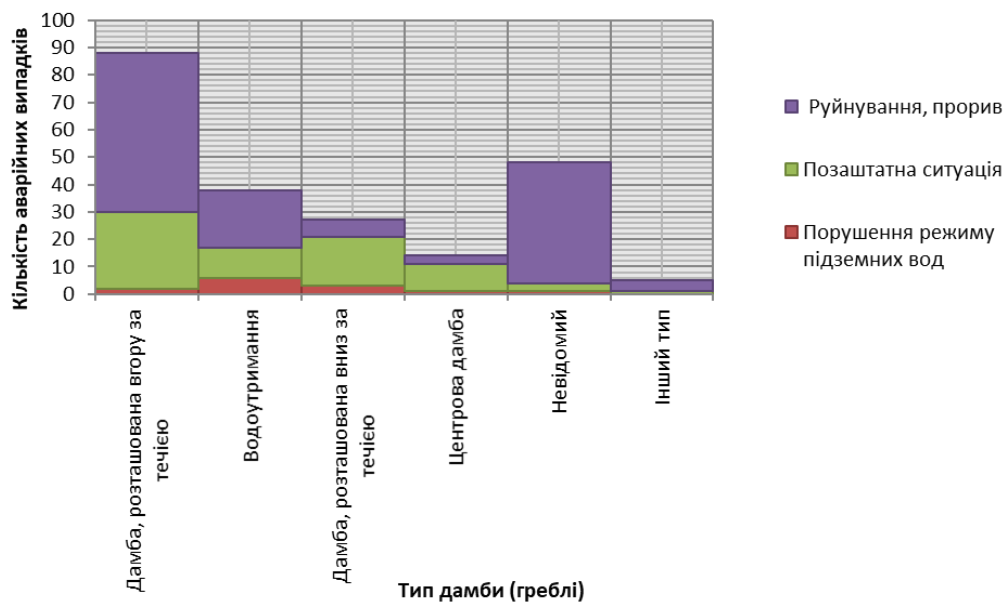


Рисунок 1.12 – Розподіл кількості аварій за типом греблі та типом аварії

Найнебезпечнішими з погляду аварійності неактивних хвостосховищ є сейсмічні прояви та переповнення проектної ємності: 25-30% аварій, спричинених цими факторами, припадає на неактивні об'єкти (рис. 1.13). З цими двома факторами пов'язано майже 80% усіх аварій на неактивних хвостосховищах. Для активних об'єктів найбільш вагомим є фактор стійкості схилу дамби, який став причиною майже третини всіх аварій.

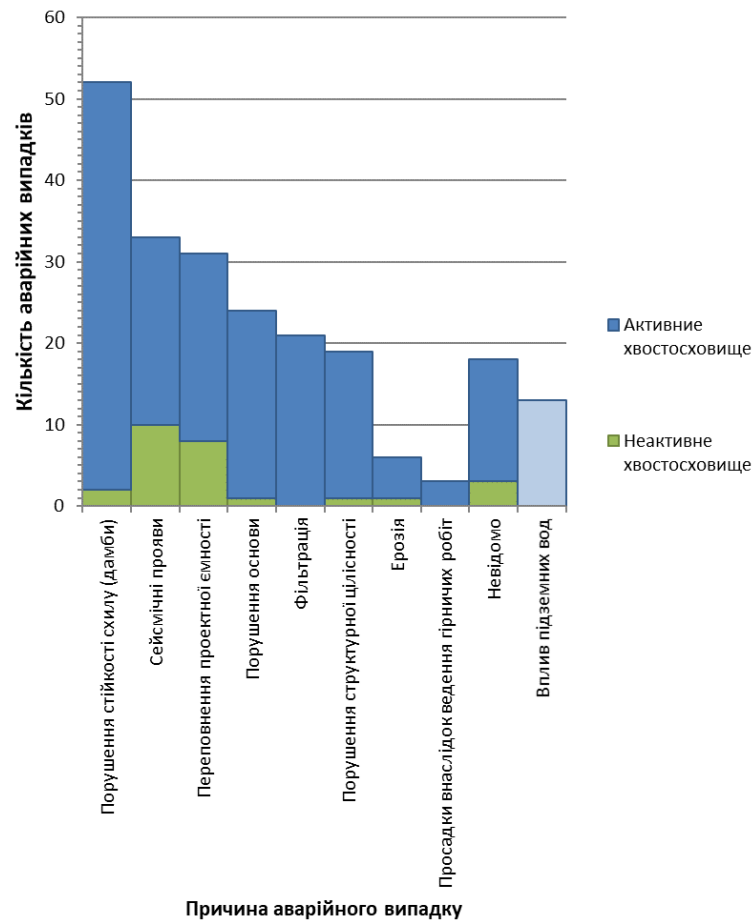


Рисунок 1.13 – Розподіл причин аварійних випадків для активних та неактивних хвостосховищ

Таким чином, під час оцінювання рівня безпеки хвостосховищ необхідно ретельно враховувати в розроблених методиках такі параметри хвостосховища, як порушення стійкості схилу дамби, сейсмічні прояви, гідрологічні та гідрогеологічні явища, структурну цілісність об'єкта тощо.

РОЗДІЛ 2 МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ТА ТЕОРЕТИЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Методика проведення дослідження впливу відвалів скельних порід на екологічний стан прилеглих територій

Польові дослідження.

Для оцінки забруднення підземних вод хімічними елементами відвальних порід проведено опробування джерел з-під Лівобережного відвалу. В південній частині відвалу виявлено три таких джерела (рис. 2.1), які мають сталий характер та вже виробили власне русло.



а



б



в

Рисунок 2.1 – Підвідвальні джерела ґрунтових вод №1 (а), №2 (б) та №3 (в)

Джерело №1 знаходиться у підніжжі відвалу, яке поросло високою травою та очеретом, та має такі характеристики, а саме: географічні координати – 47°49.260' пн.ш. та 33°16.466' сх.д., ширина русла джерела – 0,5 м, глибина – 5-7 см, швидкість течії – 0,2 м/с. Джерело №2 також розташоване у підніжжі

відвалу, навколо якого рясно росте очерет та характеризується наступним: географічні координати – $47^{\circ}49.108'$ пн.ш. та $33^{\circ}16.169'$ сх.д., ширина – 0,4 м, глибина – 5 см, швидкість течії – 0,2 м/с. Джерело №3 розташоване біля нових відвалів – $47^{\circ}48.202'$ пн.ш. та $33^{\circ}15.236'$ сх.д.. Руслу даних джерел спрямовані у напрямку пониження рельєфу, таким чином високомінералізовані води потрапляють безпосередньо у р. Інгулець.

З кожного з досліджуваних джерел були відібрані проби води для подальшого аналізу у таких кількостях: джерело №1 – 7 л, джерело №2 – 4,5 л та джерело №3 – 2 л.

По відібраним пробам підвідвальних вод встановлено хімічний склад та мінералізацію води.

Експериментальні дослідження.

Для оцінки внеску відвальних порід у забруднення підземних вод: проведені експерименти з вилуговування залізовмісних порід та визначення хімічного складу отриманих розчинів.

У лабораторних умовах поставлено експеримент з настоюванням кварцитів у воді. Перший експеримент позначено проба №1, та другий експеримент – проба №2.

Для першого експерименту обраний дослідний зразок залізистого кварциту та роздроблений на менші шматки діаметром від 22 до 58 мм, товщиною 13 мм. Подрібнений матеріал був зважений на електронних вагах та мав масу 365,571 г. У фарфорову чашку помістили подрібнений кварцит та залили його 200 мл дистильованої води, так, щоб вода покривала шар кварцитів. Фарфорову чашку зверху закрили файлом для запобігання потрапляння повітря та випаровування води з неї, та залишили для відстоювання залізистих кварцитів з 01.03.16 по 10.10.17 рр. Таким чином, експеримент тривав більше півтори року.

Другий експеримент проводився аналогічно першому, зразок залізистого кварциту був роздроблений на менші шматки, котрі заклали в скляну банку та залили дистильованою водою. У ході експерименту спостерігалось розчинення залізистих кварцитів у воді, на стінках склянки утворився осад.

Для аналізу впливу залізорудного відвалу на забруднення підземних вод проведено експеримент з розчиненням залізистих кварцитів. Він моделює ситуацію, коли крізь товщу відвалу просочуються (фільтруються) атмосферні опади у вигляді майже дистильованої води.

Спостереження за ходом експерименті показало, що у пробі №1 вода змінила колір, покрилась тонким шаром плівки, а на самих залізистих кварцитах утворилися пластівці білого кольору (рис. 2.2).

На дні та на стінках фарфорової чашки проби № 1 утворився осад темного кольору (рис. 2.3).

У пробі №2 відбувалися дещо інші зміни. По-перше, у воді утворилися нитковидні гелеподібні субстанції мутно-сірого кольору, ззовні дуже схожі на кремнегель (рис. 2.4). Потім вони зруйнувалися, а вода придбала мутність та втратила прозорість (рис. 2.5).



Рисунок 2.2 – Білі пластівці на поверхні залізистих кварцитів та у воді, проба №1, червень 2017 р.



Рисунок 2.3 – Осад темного кольору, залізисті кварцити, проба №1



Рисунок 2.4 – Ниткоподібні утворення гелю кремнієвої кислоти під час розчинення залізистих кварцитів, проба №2, квітень, 2017 р.



Рисунок 2.5 – Каламутний розчин після тривалого розчинення залізистих кварцитів, проба №2, вересень 2017 р.

Рентгеноструктурні аналізи, проведені в Українському державному хіміко-технологічному університеті України (м. Дніпро) показали, що це дійсно гелі кремнієвої кислоти SiO_2 .

Таким чином, можна впевнено стверджувати, що у Лівобережному породному відвалі відбуваються хімічні процеси розчинення залізистих кварцитів, розчинені речовини разом з атмосферними опадами потрапляють у основу відвалу та впливають на геохімічні зміни підвідвального простору, в тому числі й на підземну гідросферу.

Після завершення етапу з настоюванням водні витяжки з кварцитів злили у мірну колбу та дослідили за фізико-хімічними параметрами. Об'єм розчину проби №1 – 0,1815 дм³, проби №2 – 0,362 дм³.

Для отриманих розчинів вивчався хімічний склад та мінералізація, а також зміни, що відбулися з уламками залізистих кварцитів при розчиненні їх у дистильованій воді.

Лабораторні дослідження.

З поставленого експерименту отримано водну витяжку з кварцитів, яку потрібно проаналізувати на наявність кількості зважених речовин та величини сухого залишку.

Визначення вмісту зважених речовин проводилося за такою методикою: висушили фільтр до постійної маси при температурі 110-120°C. Через подвійний фільтр пропустили весь об'єм досліджуваної води. Потім знову висушили до постійної маси і розрахували вміст зважених речовин за формулою (2.1):

$$M_{зв} = \frac{1000 \cdot (M_{oc} - M_{\phi})}{V} \quad (2.1)$$

де V – об'єм проби, мл; M_φ – вага фільтрів, г; M_{oc} – вага фільтрів після фільтрації, г.

Визначення сухого залишку здійснювалося таким чином: у чистій прокаленій фарфоровій чашці випарили 100мл профільтрованої води, а отриманий залишок висушили при 110-120°C до постійної ваги. Розрахунок провели за формулою (2.2):

$$M_{cs} = \frac{1000 \cdot (M_{oc} - M_{ч})}{V} \quad (2.2)$$

де V – об'єм проби, мл; M_ч – вага чашки, г; M_{oc} – вага чашки з сухим залишком, г.

Профільтровану водну витяжку проаналізували на наявність іона-хлориду. Для цього провели аналіз досліджуваної води на визначення кількості іона-хлориду у воді за такою методикою. Спочатку готується розчин азотно-кислого срібла концентрацією 0,02 моль/дм³. 3,4 г азотнокислого срібла, зваженого з похибкою не більш як 0,1 г, помістили у мідну колбу ємністю 1000 см³ і розчинили у дистильованій воді, доводячи об'єм до відмітки. Точну

концентрацію розчину перевірили титруванням. Для цього відбирали 10 см³ розчину хлориду концентрацією 0,01 моль/дм³ в конічну колбу, долили 1 см³ розчину хромовокислого калію з масовою часткою 10% і титрували розчином азотнокислого срібла до переходу забарвлення від жовтого до червоно-бурого. Титрування провели три рази і для розрахунку точної концентрації використовували середнє арифметичне результатів трьох титрувань.

Пробу досліджуваної води об'ємом від 2 до 20 см³ відбирали дозатором в конічну колбу, доливали дистильовану воду до об'єму 20-30 см³. 1 см³ розчину хромовокислого калію з масовою часткою 10% і титрували розчином азотнокислого срібла до переходу забарвлення від жовтого до червоно-бурого.

Обсяг проби води встановлювали за величиною питомої електричної провідності або за величиною щільного залишку:

- 20 см³ – при питомій електричній провідності води до 1,5 мСм/см або масовій частці щільного залишку до 0,7%;

- 10 см³ – при питомій електричній провідності 1,5-3 мСм/см або масовій частці щільного залишку 0,7 – 1,0%;

- 2 см³ – при питомій електричній провідності понад 3 мСм/см або масовій частці щільного залишку понад 1,0%.

Кількість еквівалентів іона хлориду (X), ммоль в 100 г ґрунту, обчислювали за формулою (2.3):

$$X = \frac{V \cdot c \cdot 500}{V_1} \quad (2.3)$$

де V – об'єм розчину азотнокислого срібла, який пішов на титрування, см³; c – концентрація розчину азотнокислого срібла ммоль/см³; 500 – коефіцієнт перерахунку на 100 г ґрунту; V₁ – об'єм проби водної витяжки, см³.

Крім того, у хімічній лабораторії ДДАЕУ проведено дослідження вмісту гідрокарбонат-аніону, сульфат-аніону, аніон-хлориду, магнію та кальцію.

Хімічний склад підвідвальних вод визначався у вимірювальній лабораторії – Центр Радіоекологічного Моніторингу (ЦРЕМ) у м. Жовті Води, де здійснюються складні види аналізів проб навколишнього середовища та використовуються наступні методи аналізу: фотометрія, титриметрія, потенціометрія, іоноселективна потенціометрія, гравіметрія, радіометр, альфа- і гамма-спектрометрія, атомно-емісійна спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою.

У лабораторії виконують аналізи вмісту природних і штучних радіонуклідів, важких металів в сільськогосподарській і харчовій продукції, у повітрі на робочих місцях, у промислових викидах, в атмосферному повітрі населених місць та санітарно-захисних зон, відходах, ґрунтах, донних відкладеннях.

У лабораторії ЦРЕМ проводився аналіз підвідвальних вод за такими речовинами: гідрокарбонат-аніону, аніон-хлориду, сульфат-аніону, кальцію, магнію, калію, натрію.

2.2 Методика досліджень з оцінки технічного стану дамб хвостосховищ

Діагностування технічного стану дамб та натурні спостереження ведуть візуально, геодезичними методами і за допомогою контрольно-вимірювальної апаратури. Візуальні огляди, виконані кваліфікованими спостерігачами, дозволяють оперативно виявити окремі дефекти або ознаки аномального розвитку процесів деформації і фільтрації в ґрунтових греблях (місцеві просадки ґрунту, зовнішні тріщини, виходи фільтраційних вод, розмиви укосів та ін.). Контрольно-вимірювальна апаратура, що застосовується при натурних дослідженнях ґрунтових гребель, в основному є закладеною, тобто встановлюється у основі або всередині тіла греблі в процесі її зведення.

Спостереження за деформаціями ґрунтових гребель геодезичними методами дозволяють визначити значення усадок (вертикальної складової деформацій), зсувів (горизонтальної складової деформацій, перпендикулярних осі греблі) і переміщень (горизонтальної складової деформацій, паралельних осі греблі) точок греблі, розташованих на гребні, берегах, укосах і всередині тіла дамби. В залежності від розмірів об'єкту такі дослідження можуть бути і досить тривалими у часі. До того ж, вони не надають достовірної інформації про процеси, що протікають в тілі споруди.

Під час спостережень за змінами гідродинамічного напору в тілі дамб використовують п'єзометри. Дані спостережень подають у вигляді кривих зміни напору в часі і кривих депресії, або у вигляді планової карти гідроізогіпс. Недоліком інформативності п'єзометричних спостережень є те, що вони не дозволяють виявити ступінь фільтраційної однорідності дамб і не дають можливості виявити ділянки аномального розвитку фільтрації.

Перевірку однорідності ґрунту в тілі греблі, виявлення меж зв'язного і зернистого ґрунту, виявленні тріщин в зв'язних ґрунтах, як правило, проводять візуально або шляхом проходки глибоких шурфів. Недоліком буріння шурфів на малих дамбах є не лише економічна недоцільність і трудоемність, а й небезпека руйнування та завдання більшої шкоди спорудам, адже необхідна густа мережа дослідних свердловин.

Зараз набувають розвитку геофізичні методи дослідження та оцінки технічного стану дамб хвостосховищ, основними вимогами до яких є оперативність, достовірність та об'єктивна оцінка під час діагностики, а також мінімальні грошові витрати. Широко застосовуються гравіметричні, геоелектричні, термометричні, сейсмоакустичні та інші методи: сейсморозвідка, георадарне зондування, вертикальне електричне зондування, метод природнього поля тощо.

Одним з таких методів є метод природнього імпульсного електромагнітного поля Землі (ПЕМПЗ). Він відноситься до групи електророзвідувальних геофізичних методів. Його застосування рекомендовано нормативними геологорозвідувальними документами, також він залучається при проведенні інжене-

рно-геологічних вишукувань, що знайшло відображення у Державних будівельних нормах ДБН А.2.1-1-2014 [33].

Метод заснований на реєстрації природного імпульсного електромагнітного випромінювання Землі, яке складається з трьох джерел: зовнішнього – сонячна радіація і космічні поля; внутрішнього – обумовлюється геологічними процесами під або безпосередньо на денній поверхні; техногенного – різного роду промислові і побутові випромінювання. Діапазон частот такого інтегрального імпульсного електромагнітного поля від перших герц до мега- і навіть гігагерц. Природне імпульсне електромагнітне поле, що генерується саме внутрішніми джерелами, використовується з метою вивчення геологічних особливостей територій.

Відомо досить багато процесів і явищ, в результаті або протягом яких виникає електромагнітне випромінювання або електромагнітна емісія (застосовуються обидва терміни). Одним з них є п'єзоелектричний ефект мінералів і гірських порід. Іншим досить потужним джерелом служать тектонічні напруги масиву гірських порід, особливо на рівні тисків, що передують утворенню тріщин. Третім значущим джерелом виступають різні електричні і електрохімічні процеси в породних масивах (зміни подвійного електричного шару, електронна емісія при русі розчинів, хімічні перетворення мінералів і порід). В результаті перерахованих процесів утворюється стрибкоподібний сплеск електромагнітного випромінювання, який і називається імпульсом електромагнітного поля. Він характеризується різким збільшенням амплітуди і енергії випромінювання і дуже коротким (мілі- і мікросекунди) часом прояву. Частота проходження імпульсів ПЕМПЗ від перших герц до 20 кілогерц, цим поле ПЕМПЗ відрізняється від атмосферних і техногенних джерел. В поле ПЕМПЗ відсутня будь-яка періодичність, характерна для техногенних випромінювачів, що служить для розділення цих джерел [34].

Експериментальними дослідженнями різних авторів встановлено, що при стисненні кристалічних порід зростає кількість, енергія і амплітуда імпульсів ПЕМПЗ, які перед початком крихких деформацій досягають максимуму. Як тільки настає фаза руйнування (утворення тріщин), кількість імпульсів різко (вертикально) зменшується аж до нуля і потім незначно зростає до деякого рівня, на якому і залишається.

Електромагнітне випромінювання має здатність поширюватися в твердих породах на значну відстань від джерела, при цьому його амплітуда і енергія змінюється досить слабо. Якщо ж на шляху поширення електромагнітного випромінювання зустрічається ділянки замочування порід або зона порожнечі (обводнені і сухі тріщини і т.п.), то інтенсивність випромінювання дуже різко зменшується, а при потужній зоні воно взагалі розсіюється або поглинається. Завдяки цій особливості можна виділяти ділянки, які мають різну щільність потоку електромагнітних імпульсів, тобто кількості імпульсів за одиницю часу.

Ідея застосування методу ПЕМПЗ з метою проведення даного дослідження наступна: імпульсне електромагнітне поле генерується к кристалічних

породах Українського щита. Якщо на шляху його розповсюдження зустрічаються обводнені ділянки порід, то його рівень та кількість імпульсів має зменшуватися. Теж саме буде проявлятися у тріщинуватих породах, до яких можна віднести насипні техногенні ґрунти. Розрізнити зони обводнення та техногенні ґрунти можна за допомогою інших методів [34].

Для досліджень застосовувався прилад «СІМЕІЗ» (мікропроцесорний індикатор електромагнітного поля - МІЕМП 14/4), який призначений для вивчення ПЕМПЗ, а також електромагнітного поля техногенного походження в лабораторних і польових умовах (рис. 2.6).

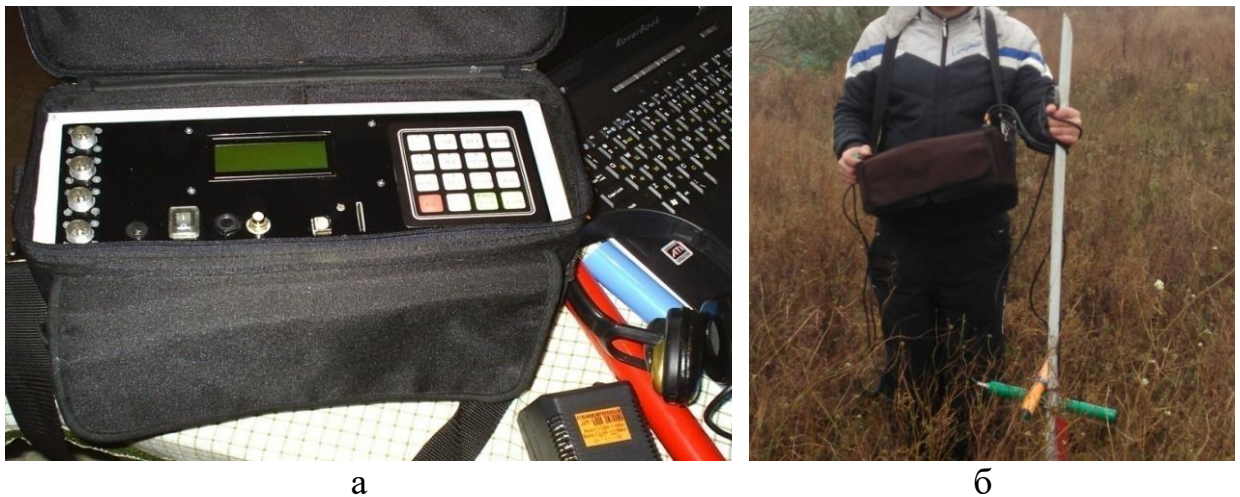


Рисунок 2.6 – Зовнішній вигляд приладу МІЕМП-14/4 (а) та споряджена апаратура (б) у складі власне приладу та вимірювальної штанги з трьома антенами

Польові спостереження ПЕМПЗ виконуються відповідно до відомих основ геофізичних досліджень, оптимальним для яких є квадратна мережа. Профілі розташовуються в хрест простягання досліджуваних структур. При проведенні польових робіт на дамбах, з урахуванням незначної ширини по відношенні до довжини, профілі закладаються вздовж вісі гребня дамби, при цьому очікувані зони фільтрації мають бути розташованими в хрест простягання профілів. Відстань між профілями, в залежності від ширини греблі, становить 2-5 м один від одного, в кількості не менше п'яти. Точки профілю фіксуються за допомогою GPS-навігатора. Вимірювання щільності потоку імпульсів магнітної складової ПЕМПЗ проводяться в точках на профілях з кроком 2-5 м в діапазоні низьких частот від 1 до 25 кГц одночасно за трьома антенами, одна з яких розташована вертикально вниз, а дві інші горизонтально, за орієнтацією «північ-південь» та «захід-схід» на відстані 0,2-0,4 м від поверхні дамби.

Якщо крок між профілями буде менше 2 м, то це суттєво збільшить час на обстеження споруди, при кроці більшим ніж 5 м – виникає імовірність пропустити локальну зону підвищеної фільтрації незначної ширини. Відстань між профілями і точками у 2-5 м є оптимальною для забезпечення квадратної мережі спо-

стережень, що дозволяє об'єктивно оцінити розміри аномальної зони та встановити її параметри. Низький діапазон частот до 25 кГц є найбільш прийнятним для реєстрації електромагнітних випромінювань від джерела, що знаходиться під денною поверхнею. На частотах вищих від 25 кГц починається суттєвий вплив техногенного електромагнітного випромінювання, яке негативно впливає на рисунок поля та подальшу інтерпретацію аномалії ПЕМПЗ. Розташування антен на відстані 0,2-0,4 м від тіла дамби зумовлено тим, що на меншій відстані вимірюванню перешкоджає трав'яниста рослинність та нерівності поверхні. На відстані більшій ніж 0,4 м електромагнітне випромінювання даної частоти розсіюється. Методика застосована, також, під час дослідження технічного стану огорожувальних дамб регулюючих водних басейнів, що розташовані на зрошувальних мережах. Достовірність методики польових досліджень підтверджена свідоцтвом на корисну модель України [35, 36].

Обробка результатів досліджень здійснювалась шляхом складання для кожної ділянки карт щільності потоку імпульсів магнітної складової ПЕМПЗ для кожної антени у програмному середовищі Surfer. Для побудови карт використаний метод триангуляції з лінійною інтерполяцією за квадратною вузловою мережею.

В основу інтерпретації карт покладена відмічена вище особливість поля ПЕМПЗ, а саме – зменшення щільності потоку імпульсів магнітної складової електромагнітного поля у ділянках, які розущільнені, тріщинуваті або обводнені. Додатково використовується вигляд рисунку поля ПЕМПЗ. Так, для суцільних, монолітних порід та матеріалів характерне дуже диференційоване поле, з великою кількістю ізоліній та великим розмахом (амплітудою) значень. Для тріщинуватих ділянок рисунок поля більш витриманий, але також диференційований, хоча у меншому ступеню. Обводнені ж ділянки мають спокійний, «розмитий» рисунок поля, з невеликою кількістю ізоліній, значення яких знаходяться на низьких рівнях (рис. 2.7).

На картах ділянки зменшення щільності потоку імпульсів магнітної складової ПЕМПЗ можуть інтерпретуватися як зони поглинання, які відповідають ділянкам фільтрації або тріщинуватості. Форма ізоліній та загальний рисунок поля ПЕМПЗ дозволяє відокремити ці зони одну від одної і визначити їх розміри та простягання на досліджуваному об'єкті. Крім того, можна виділити зони з різним напруженим станом тіла дамби: приозерна частина (верхній б'єф) піддається значно більшим навантаженням з боку водосховища, а тилова (нижній б'єф) – меншим. При нормальному технічному стані дамби спостерігається смугасте розташування аномалій ПЕМПЗ – максимальні у верхньому б'єфі, мінімальні у нижньому. Це свідчить про виконання дамбою своїх функцій – утримання обводнених хвостів. Зворотна ситуація – напружений стан нижнього б'єфу (максимальні аномалії ПЕМПЗ) та ослаблений стан верхнього б'єфу (мінімальні аномалії), вказує на розвиток процесів фільтрації води з хвостосховища крізь тіло дамби. На підставі відмічених закономірностей здійснюється оперативна інтерпретація даних безпосередньо на об'єкті вивчення та

винесення зон розвитку небезпечних процесів в натуру. Крім того, виявляються ділянки дамб, які знаходяться у локальному напруженому стані, що може призвести до розвитку зсувів, тріщин відриву або утворення пливунів у її тілі, причому візуально дамба знаходиться у задовільному стані та немає ознак прояву цих процесів. Виходячи з цих критеріїв визначаються ділянки різнонапруженого стану і локалізуються прояви небезпечних інженерно-геологічних процесів в тілі та основі споруди у плані.

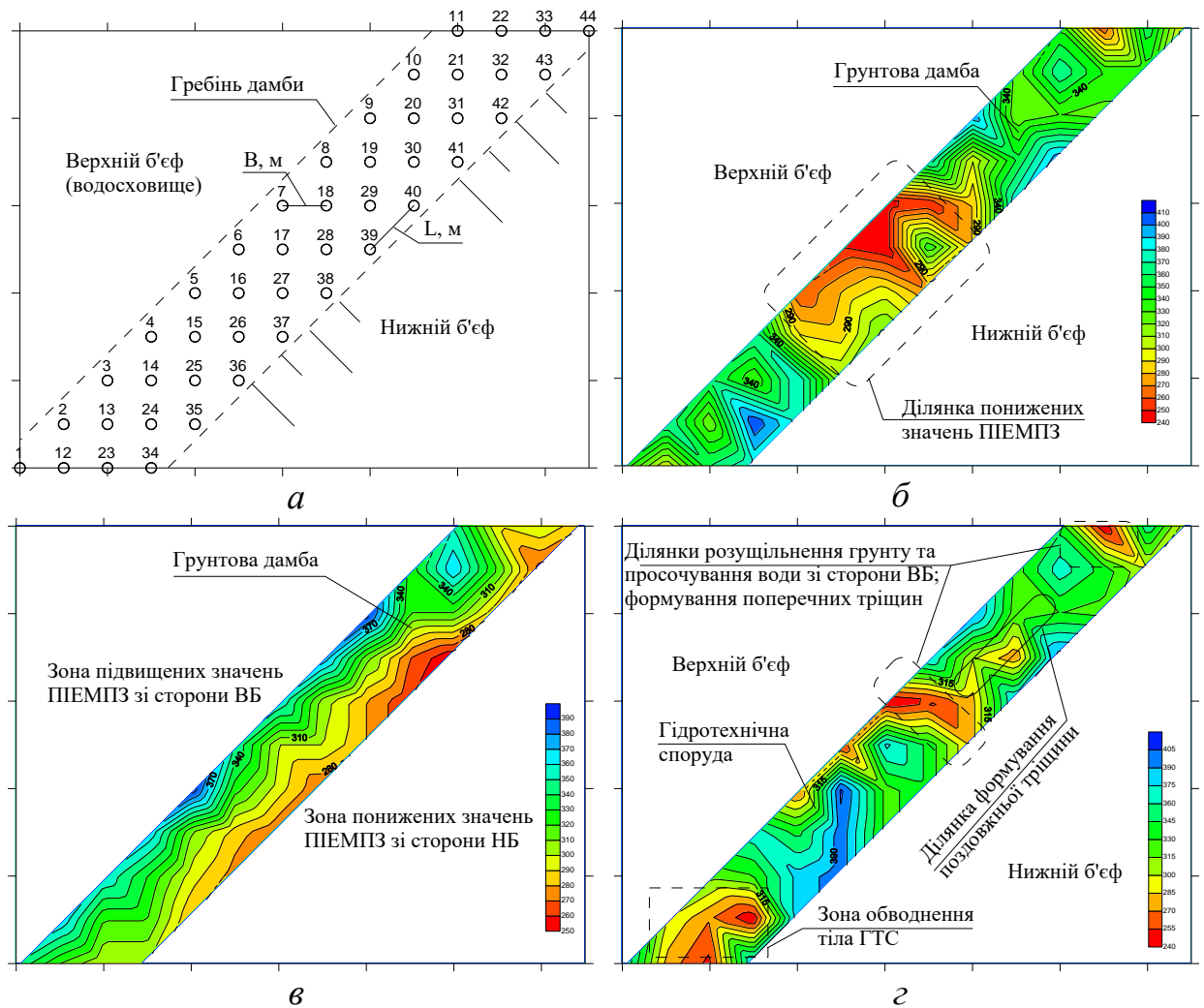


Рисунок 2.7 – Приклад карт-схем до інтерпретації сигналів ПЕМПЗ:

a – розташування точок спостереження на гребені дамби; *б* – рисунок ПЕМПЗ з різною кількістю імпульсів; *в* – різнонапружені зони зі сторони верхнього та нижнього б'єфів; *г* – одночасні прояви негативних інженерно-геологічних процесів: ділянки обводнення та утворення зон розуцільнення (тріщин); °4 – точка спостереження ПЕМПЗ та її порядковий номер; L – відстань між точками спостереження на профілі; B – відстань між профілями; ВБ, НБ – верхній та нижній б'єфи відповідно.

Після виділення аномальних зон метод ШЕМПЗ у найбільш характерних точках проводяться дослідження методом вертикального електричного зондування (ВЕЗ). Цей метод є одним з найбільш поширених електророзвідувальних методів. Однією з основних вимог до його застосування є контрастність за фізичними властивостями об'єкту вивчення відносно вміщуючого середовища, тобто, об'єкт (тіло, шар, пласт та ін.), що вивчається, повинен помітно (бажано у декілька разів) відрізнятися по питомому електричному опору від вміщуючих порід.

ВЕЗ прийнято використовувати для вивчення горизонтально-шаруватих середовищ з невеликими кутами нахилу меж (до 15-20 градусів). Методика досліджень. На поверхні землі збирається симетрична електророзвідувальна установка типу Шлюмберже, яка складається з двох живлячих електродів і двох приймальних (рис. 2.8). В якості електродів застосовуються металеві штирі, які забиваються у ґрунт на глибину до 20 см. Половинна відстань між живлячими електродами А і В (рознос АВ/2) складає 3 м, 4,5 м, 6 м, 9 м, 15 м, між приймальними електродами М і N (рознос MN) – 1 м.



Рисунок 2.8 – Схематичне зображення симетричної електророзвідувальної установки типу Шлюмберже: А, В – живлячі електроди, М, N – приймальні електроди

До живлячих електродів підключається джерело струму – генератор постійного струму. У землі виникало електричне поле і, відповідно, електричний струм. Сила струму в живлячій лінії (I_{AB}) вимірювалася за допомогою амперметра, включеного в електричне коло АВ.

На приймальних електродах М і N виникала різниця електричних потенціалів (ΔU_{MN}), яка вимірювалася за допомогою вольтметра.

За результатами вимірів можна судити про електричні властивості гірських порід на глибинах проникнення струму в землю. Глибина «занурення струму» залежить, в основному, від відстані між живлячими електродами А і В.

Для виконання зондування здійснюють серію вимірів, поступово збільшуючи розмір живлячої лінії АВ. Чим більше параметр АВ/2 - тим глибше «занурюється струм в землю» і тим більше глибинність дослідження. При цьому кожна наступна область дослідження повністю включає попередню.

В результаті описаної серії вимірів виходить набір значень уявного опору, виміряних при відомих АВ/2.

При дослідженнях використовувалася апаратура електророзвідувальна шахтна (ШЕРС-5М), яка призначена для проведення в наземних умовах і гірничих виробках геофізичних робіт методами електророзвідки (рис. 2.9).

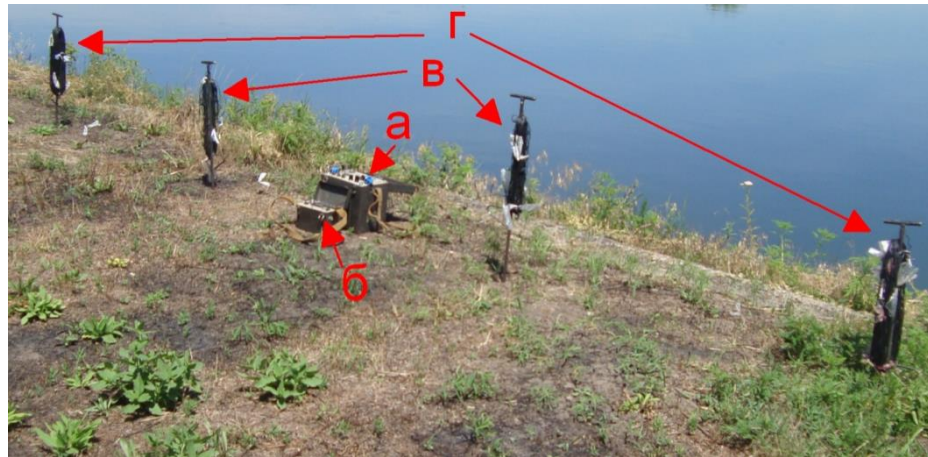


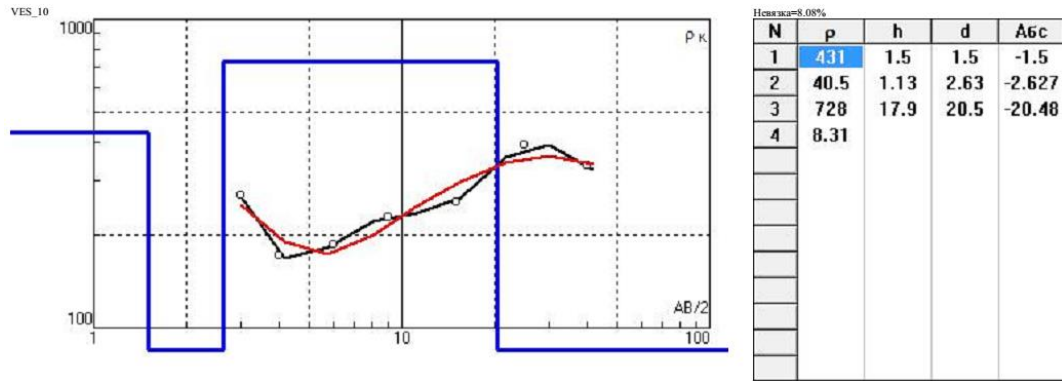
Рисунок 2.9 – Електророзвідувальна апаратура ШЕРС-5М у спорядженому стані: а – генератор струму; б – вимірювач; в-г – електроди: в – вимірювальні, г – живлячі

Обробка та інтерпретація результатів вимірювання питомого електричного опору порід проводилася за допомогою програми IPI2Win. Ця програма розроблена для автоматичної і напівавтоматичної (інтерактивної) інтерпретації даних різних модифікацій вертикальних електричних зондувань, в тому числі традиційними установками та призначена для використання на персональних комп'ютерах. Результати інтерпретації за програмою IPI2Win (приклад) наведені на рис. 2.10.

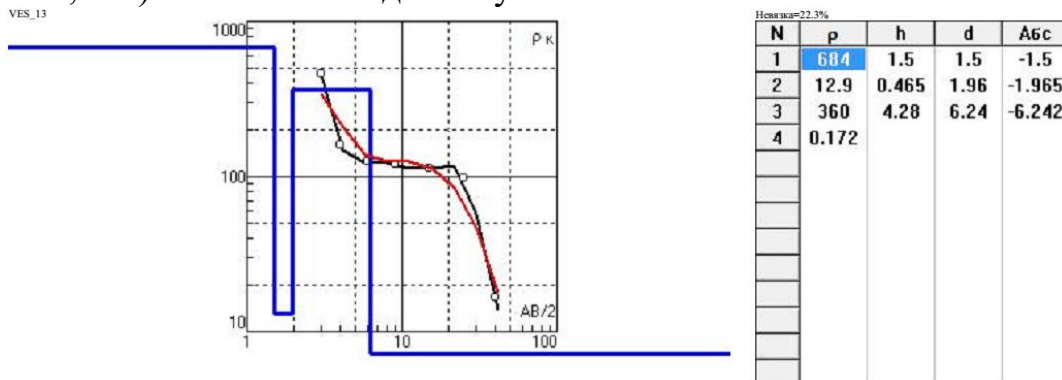
Параметри моделі для поточної точки ВЕЗ (номер шару від поверхні (N), питомий електричний опір (ρ), потужність кожного шару в метрах (h), глибина залягання підошви шару від поверхні (d)) представлені в вікні кривою синьою лінією – псевдокаротажною кривою (рис. 8). Крім того, вони також представлені у вигляді таблиці в окремому вікні (вікно моделі), в заголовок якого винесено значення нев'язки теоретичної і польової кривої. Теоретична крива ВЕЗ для поточних параметрів моделі зображена у вікні кривих червоною лінією.

Під нев'язкою по опору розуміється відносне відхилення теоретичної кривої від польової кривої для поточної точки зондування і поточних параметрів моделі. Ці відхилення обумовлені перешкодами, які впливають на точність польових вимірювань. Найбільш значущі з них: апаратні перешкоди: шуми вимірювача, погрішності роботи генератора та ін.; методичні погрішності: відхилення положень електродів від прямої лінії, індукційні наведення і ін.; наведення від ліній електропередач, електрифікованих залізниць і так далі; вплив рельєфу; наявність пухких насипних (техногенних) ґрунтів; наявність підземних комунікацій, трубопроводів. Вплив перешкод призводить до різних спотворень на кривих ВЕЗ.

Застосування комплексу методів ПЕМПЗ та ВЕЗ дозволяє отримувати надійну інформацію щодо процесів, які відбуваються всередині дамби хвостосховища.



Точка 10: Розріз представлений чотирьохшаровою кривою. 1 шар (0 – 1,5 м) – сухі суглинки, потужність 1,5 м; 2 шар (1,5 – 2,63 м) – зволожені суглинки, потужність 1,13 м; 3 шар (2,63 – 20,48) – сухі суглинки, потужність 17,9 м; 4 шар (з 20,48м) – сильно обводнені суглинки



Точка 13: Розріз представлений чотирьохшаровою кривою. 1 шар (0 – 1,5 м) – сухі суглинки, потужність 1,5 м; 2 шар (1,5 – 1,965 м) – обводнені суглинки, потужність 0,465м; 3 шар (3,403 – 6,242) – сухі суглинки, потужність 4,20 м; 4 шар (з 6,242м) – сильно обводнені суглинки

Рисунок 2.10 – Приклади інтерпретації кривих уявного електричного опору в обводнених ділянках дамбу хвостосховища за даними вертикального електричного зондування

РОЗДІЛ 3 МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

3.1 Основні питання організації системи моніторингу поверхневих вод

Зростаючі темпи розвитку промисловості зумовлюють не лише збільшення об'ємів використання води, а й її забруднення. Якість і кількість загальних запасів води на планеті, особливо прісної, уже зараз є важливою проблемою, а в деяких регіонах ситуація переростає у екологічну катастрофу [37]. Отже, контролювання стану водних об'єктів є необхідною складовою моніторингу довкілля.

Моніторинг поверхневих вод – система послідовних спостережень, збирання, оброблення даних про стан водних об'єктів, прогнозування їх змін та розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття управлінських рішень, які можуть позначитися на стані вод [37]. До основних завдань моніторингу поверхневих вод належать контролювання, спостереження, оцінювання та прогнозування стану якості води. Система моніторингу виконує інформаційну роль і не охоплює елементів управління, оскільки є складовою загальної системи управління навколишнім середовищем і регулювання його якості.

Спостереження за водними об'єктами тісно пов'язані з прогнозуванням їх стану. У процесі моніторингу необхідно отримати дані про джерела забруднення, склад і характер забруднень, реакції гідробіонтів (організмів, які живуть у водному середовищі) і зміни стану водних об'єктів. Інформацію, отриману внаслідок спостережень, порівнюють з даними про природний стан водних об'єктів до початку помітного антропогенного впливу, тобто з фоновими характеристиками якості і кількості водних об'єктів.

Основною метою налагодження системи спостережень і контролю за забрудненням водних об'єктів є отримання інформації про природну якість води та оцінка змін якості води внаслідок дії антропогенних факторів [37].

Служба спостереження та контролювання (моніторингу) розв'язує такі завдання:

- спостереження і контролювання рівня забруднення водного середовища за хімічними, фізичними та гідробіологічними показниками;
- вивчення динаміки вмісту забруднюючих речовин і виявлення умов, за яких відбуваються коливання рівня забруднення;
- дослідження закономірностей процесів самоочищення та накопичення забруднюючих речовин у донних відкладеннях;
- вивчення закономірностей виносу речовин через гирлові створи річок у водойми.

Основний обсяг робіт з моніторингу річок виконують пункти спостережень гідрометеослужби [37], де проводяться дослідження гідрометричних і гі-

дрологічних характеристик водотоків та водойм, а також визначаються гідрохімічні та гідробіологічні показники якості поверхневих вод. Ці пункти розподілені по 10 річкових басейнах України. Найбільше пунктів спостережень за кількісними і якісними показниками розташовано в басейні Дніпра, розвинена мережа спостережень в басейнах Дунаю та Дністра.

Основою розміщення гідрологічних пунктів спостережень є принцип отримання основних характеристик (з визначеною точністю) водного режиму – рівня води і річкового стоку. Кількість і щільність розташування пунктів спостережень визначаються природно-кліматичними факторами, а також запитами народного господарства і служби прогнозів.

Більшість постів виконує спостереження у терміни від 51 до 100 років, трохи менше – від 31 до 50 років [37]. Отже, періоди спостережень мають достатню тривалість і можуть використовуватись для різних необхідних обчислень.

За останні 25 років відбулися зміни в кількісному складі гідрологічної мережі [37]. Так, якщо в 1975 р. нараховувалося 510 гідрологічних постів, з яких на 472 вивчався стоковий режим річок, а на 198 – стік наносів, тобто твердий, то в 1985 р. вивченням елементів гідрологічного режиму рік України займалося 477 постів, із яких 448 вивчали рідкий стік і 204 – твердий стік. Наприкінці 80-х років ХХ ст. відділом гідрології УкрГМЦ були проведені дослідження і виконані розрахунки з метою обґрунтування необхідної кількості реперних (опорних) постів та їх раціонального розміщення.

Сучасна гідрологічна мережа України налічує 374 пости, з яких на 339 вимірюють витрати води, а на 119 – вивчають твердий стік. Озерна мережа нараховує 60 постів [37].

Програми спостережень на гідрологічних станціях і постах регламентовані нормативними документами, які підготовлені ще Державним гідрологічним інститутом (тепер Російський гідрологічний інститут) [37].

Кількість пунктів спостережень у зв'язку з проблемами у загальному економічному становищі країни була дещо зменшена. В УкрНДГМІ в 1996-1999 рр. були виконані науково-дослідні роботи по оптимізації мережі гідрологічних спостережень (за твердим і рідким стоками) на річках України [37-38]. Натепер вона реалізує основні завдання і функції щодо забезпечення органів державної влади і управління, галузей господарства, прогностичних організацій гідрометеослужби оперативною і режимною інформацією.

Державне агентство водних ресурсів України, згідно ст.16 п.5 Водного Кодексу України забезпечує функціонування системи державного моніторингу довкілля в частині проведення радіологічних і гідрохімічних спостережень на водних об'єктах комплексного призначення, транскордонних водотоках, водогосподарських системах міжгалузевого та сільськогосподарського водопостачання, в зонах впливу атомних електростанцій [13, 39]. Відповідно до наказу Держводагентства України від 10.02.2015 № 14 зі змінами введеними наказом Держводагентства від 31.08.2015 № 90, діє «Програма державного моніторингу довкілля в частині здійснення Держводагентством контролю

за якістю поверхневих вод» (далі – Програма). Програма затверджує здійснення контролю по 22-х постійних пунктах спостереження Дніпропетровської області, серед яких 1 створ на Карачунівському водосховищі, 3 створи на р. Інгулець. Місця розташування та періодичність відбору проб в цих пунктах приведені в табл. 3.1 [13].

Таблиця 3.1 – Місця розташування та періодичність відбору проб в постійних пунктах спостереження на території Кривбасу [13]

№ створів	Місце розташування пунктів спостереження	Періодичність відбору проб
Канал Дніпро–Кривий Ріг		
1	196 км – с. Мар'янське, ГВС каналу Дніпро-Кривий Ріг	щоквартально
2	канал Дніпро-Кривий Ріг, Південне в-ще, 43 км, питний водозабір (в/з)	щоквартально
р. Інгулець (права притока р. Дніпро)		
3	373 км – с. Іскрівка, нижче впадіння р. Жовта	щоквартально
4	335 км – Карачунівське водосховище, питний в/з м. Кривий Ріг	I, IV кв. – щоквартально II, III кв. – щомісячно
5	301 км – нижче впадіння р. Саксагань	I-III квартал
	348 км – с. Чкаловка, район автомобільного мосту	IV квартал
6	265 км – с. Андріївка	I, IV кв. – щоквартально II, III кв. – щомісячно

В 2015 році радіологічний та гідрохімічний контроль річки Інгулець проводився відповідно до Програми по п'яти створам [13]: 1) р. Інгулець, нижче впадіння р. Жовта; 2) Карачунівське водосховище, питний водозабір м. Кривий Ріг; 3) р. Інгулець, нижче впадіння р. Саксагань (I – III квартал); 4) р. Інгулець, с. Чкалівка (IV квартал); 5) р. Інгулець, с. Андріївка.

Відбір проб з Карачунівського водосховища та з р. Інгулець в с. Андріївка проводився у I, IV кварталі – 1 раз в квартал, у II, III кварталі – щомісячно), за іншими створами по р. Інгулець – 1 раз у квартал.

Згідно Розпорядження Кабінету Міністрів України від 22 жовтня 2014 р. № 1035 «Про скидання надлишків зворотних вод в р. Інгулець» на протязі 2014-2015 рр. (листопад-лютий) був здійснений регламентований скид надлишків зворотних вод гірничорудними підприємствами Кривбасу [41]. Обсяг скиду склав 10,188 млн. м³.

На виконання п.2.3 вищезгаданого Розпорядження та протоколу Міжвідомчої комісії від 11.03.2015р. була здійснена промивка русла р. Інгулець та її екологічне оздоровлення [13].

За період реалізації Регламенту промивки в 2015 році були виконані всі заплановані заходи, а саме, каналом Дніпро-Інгулець подано 135 млн. м³ дніпровської води з 18-го березня по 4-те серпня 2015 р. за рахунок [13]: гірничо-рудних підприємств Кривбасу – 105 млн. м³; управління каналу Дніпро-Інгулець – 10 млн. м³; Держводагентства – 20 млн. м³.

Скид з Карачунівського водосховища склав 125 млн.м³ за період з 6-го квітня по 11-е серпня. Промивку р.Інгулець з витісненням

високомінералізованої призми виконано у відповідності до Регламенту [13].

На протязі 2015 року відбулося 4 засідання робочих груп міжвідомчої комісії басейну р. Інгулець та прийнято участь в 3-х засіданнях Виконкому Криворізької міськради з питань екологічного стану р. Інгулець [13].

Знання багаторічних характеристик елементів гідрометеорологічного режиму і даних поточних спостережень дають змогу розв'язувати конкретні завдання, пов'язані з інформуванням і прогнозуванням, а також з гідрологічними розрахунками.

3.2 Принципи організації спостереження і контролювання якості поверхневих вод

Моніторинг якості поверхневих вод передбачає організацію стаціонарної мережі пунктів спостережень за природним складом і забрудненням поверхневих вод; спеціалізованої мережі пунктів спостережень за забрудненими водними об'єктами; тимчасової експедиційної мережі пунктів спостережень. Мережі спостережень створюють з дотриманням певних вимог [37]:

- надання переваги вивченню і контролюванню антропогенної дії на поверхневі води;
- систематичність і комплексність спостережень за фізичними, хімічними та біологічними показниками та проведення відповідних гідрологічних вимірів;
- узгодження строків спостережень з характерними гідрологічними ситуаціями;
- визначення показників якості води єдиними методами;
- оперативність одержання інформації про якість води.

Основним принципом організації спостережень є їх комплексність, яка передбачає узгоджену програму робіт з гідрохімії, гідрології, гідробіології та забезпечує моніторинг якості води за фізичними, хімічними, гідробіологічними показниками.

Найважливішим етапом організації робіт є вибір місця розташування пункту спостереження.

Моніторинг забруднення вод проводиться на постійних та тимчасових пунктах спостереження, які розміщують у місцях, де наявний або відсутній вплив господарської діяльності.

Пункт спостереження за якістю поверхневих вод – місце на водоймищі або водотоці, де проводять комплекс робіт для одержання даних про якісні й кількісні характеристики води.

Основними об'єктами, які потребують моніторингу, є: місця скиду стічних і дощових вод міст, селищ, сільськогосподарських комплексів; місця скиду стічних вод окремих підприємств, ТЕС, АЕС; місця скиду колекторно-дренажних вод, які відводяться зі зрошуваних або осушуваних земель; кінцеві створи вели-

ких і середніх річок, які впадають в моря, внутрішні водоймища; кордони економічних районів, республік, країн, що перетинають транзитні річки; кінцеві гідрологічні створи річкових басейнів, за якими складають водогосподарські баланси; гирлові зони забруднених приток головної річки [13, 37].

Пункти стаціонарної мережі спостереження поділяти, на чотири категорії. Пункти спостережень першої категорії розміщують на водотоках і водоймищах, що мають особливо важливе народногосподарське значення, коли існує ймовірність перевищення концентрації цепних показників. Пункти спостереження другої категорії розташовують на водних об'єктах, які знаходяться в районах промислових міст, селищ з централізованим водопостачанням, у місцях відпочинку населення, в місцях скиду колекторно-дренажних вод з сільськогосподарських полів, на граничних і кінцевих створах рік. Пункти спостереження третьої категорії розміщують на водних об'єктах, що характеризуються помірним або слабким навантаженням (в районах невеликих населених пунктів та промислових підприємств). Пункти спостереження четвертої категорії формують на незабруднених водних об'єктах (фонових ділянках).

Пункти спостереження розташовують з урахуванням стану та перспектив використання водних об'єктів на підставі попередніх досліджень, які передбачають [37-38]:

- збирання та аналізування відомостей про водокористувачів, джерела забруднення вод, аварійні скиди забруднюючих речовин, що відбувалися раніше, даних про режимні, фізико-географічні морфометричні ознаки водойми або водотоку;

- обстеження водойми або водотоку та прибережних водоохоронних смуг з метою визначення їх стану, виявлення додаткових джерел забруднення, визначення зон забрудненості та переліку специфічних забруднюючих речовин, виокремлення характерних біотопів.

На пунктах спостереження досліджують один або кілька створів.

Створ пункту спостереження – умовний поперечний переріз водоймища або водотоку, де проводиться комплекс робіт для одержання інформації про якість води.

Створи спостережень розміщують з урахуванням гідрометричних умов і морфологічних особливостей водоймища або водотоку, наявності джерел забруднення, об'єму та складу стічних вод, зокрема зворотних.

Вода зворотна – вода, яка повертається за допомогою технічних споруд і господарських засобів до природних ланок кругообігу води (річкової, озерної, морської, літогенної) у вигляді стічної, скидної або дренажної.

На водотоках у разі відсутності організованого скиду зворотних вод, у гирлах забруднених приток, на незабруднених ділянках водотоків, на передгреблевих ділянках річок, на кінцевих ділянках річок і в місцях перетину державного кордону України встановлюють один створ.

На водотоках при наявності організованого скиду зворотних вод встановлюють два і більше створів. Перший (фоновий) створ рекомендовано розмі-

щувати на відстані 1 км вище від джерела забруднення. Другий створ призначений для контролю за зміною якості води водотоку поблизу випуску стічних вод, тобто в зоні забруднення. Відповідно до санітарних нормативів бажано розташувати його на відстані 1 км вище від найближчого місця водозабору. На річках, що використовуються для рибогосподарських потреб, цей створ встановлюють на відстані 0,5 км нижче по течії від місця скиду стічних вод, а на водоймищах – 0,5 км в бік найвираженішої течії. У містах та селищах, де є численні скиди, контрольний створ розміщують на відстані 0,5-1 км нижче від останнього колектора. Третій створ розміщують у такий спосіб, щоб дані спостережень характеризували якість води, водного потоку загалом, тобто у місці достатнього змішування стічних вод з водами річки.

При спостереженнях за водоймою загалом встановлюють не менше трьох створів, по можливості рівномірно розподілених її акваторією з урахуванням конфігурації берегової лінії. У разі спостережень за окремими ділянками водойми створи розташовують у такий спосіб [37-38]:

- на водоймах з інтенсивним водообміном: один створ вище джерела забруднення і решта створів (не менше двох) нижче джерела забруднення на відстані 0,5 км від місця скиду зворотних вод та безпосередньо за межею зони забруднення;

- на водоймах з помірним та уповільненим водообміном – один створ поза зоною впливу джерела, другий створ суміщають зі створом скиду зворотних вод, решту створів (не менше двох) розташовують по обидва боки під останнього на відстані 0,5 км від місця скиду та безпосередньо за межею зони забрудненості.

Кожний створ має кілька вертикалей та горизонталей. їх розташування в кожному створі визначається характером скидів, особливостями течії водоймища або водотоку, рельєфом дна.

Вертикаль створу – умовна вертикальна лінія від поверхні води до дна водоймища або водотоку, на якій здійснюють дослідження для отримання інформації про якість води.

Кількість вертикалей в створі на водотоці визначають з урахуванням умов змішування вод водотоку із зворотними водами, а також з водами приток. При неоднорідному хімічному складі води в створі встановлюють не менше трьох вертикалей: на стрижні (лінія найбільших поверхневих швидкостей течії річки, на прямих ділянках розташована, зазвичай, на середині водотоку, на вигині – ближче до увігнутого берега) та на віддалі 3 – 5 м від берегів, а при однорідному хімічному складі – одну вертикаль на стрижні водотоку.

Кількість вертикалей у створі на водоймах зумовлена шириною зони забруднення. Першу вертикаль розміщують на відстані не більше 0,5 км від берега або від місця скиду зворотних вод, останню – безпосередньо за межею зони забруднення.

Горизонт створу – зона на вертикалі (в глибину), де виконують комплекс досліджень для отримання інформації про якість води.

Кількість горизонтів на вертикалі визначають з урахуванням глибини водного об'єкта. За глибини до 5 м встановлюють один горизонт біля поверхні води (влітку – 0,3 м нижче поверхні, взимку – біля нижньої поверхні льоду). Якщо глибина становить від 5 до 10 м, виокремлюють два горизонти: біля поверхні і поблизу дна (на відстані 0,5 м від дна). У разі, коли глибина більша 10 м, встановлюють три горизонти: біля поверхні, посередині та поблизу дна. При глибині більше 100 м встановлюються горизонти біля поверхні, на глибинах 10, 20, 50, 100 м та біля дна. Крім цього, необхідно виокремити додаткові горизонти в кожному шарі зміни густини води.

Раціональне розміщення пунктів спостережень, систематичність, комплексність і точність при здійсненні моніторингу поверхневих вод дають змогу отримати достовірну інформацію, яка може бути використана як з практичною, так і з теоретичною метою.

3.3 Програми спостережень за гідрологічними і гідрохімічними показниками

Загальна мета, завдання різних досліджень, типи водотоків, водоймищ зумовлюють кількість і методи аналізів, час відбору проб природних вод. Відповідно до цього розробляють програми спостережень за гідрологічними та гідрохімічними показниками [37-38].

Програма спостережень – теоретично і експериментально визначена оптимальна кількість показників і послідовність досліджень, які дають змогу отримати повну і достовірну інформацію про якість води в певному місці у визначений час.

Вибір програми залежить від категорії пункту спостережень. Ці програми поділяють на обов'язкову, скорочену-1, скорочену-2, скорочену-3 [37].

Здійснення обов'язкової програми передбачає [37]:

– гідрологічні спостереження: витрата води ($\text{м}^3/\text{с}$), тобто кількість води, що протікає через живий переріз за одиницю часу, швидкість течії ($\text{м}/\text{с}$) при опорних вимірах витрати на водотоках або рівень води (м) на водоймищах;

– гідрохімічні спостереження: візуальні спостереження, температура ($^{\circ}\text{C}$), колірність (градуси), прозорість (см), запах (бали), концентрація розчинених у воді газів – кисню, діоксиду вуглецю ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); концентрація завислих речовин ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); водневий показник рН; окисно-відновний показник Eh (мВ); концентрація головних йонів – хлоридних, сульфатних, гідрокарбонатних, кальцію, магнію, натрію, калію, суми йонів ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); хімічне споживання кисню (ХСК) ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); біохімічне споживання кисню за 5 діб (БСК5) ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); концентрація біогенних елементів – амонійних, нітритних, нітратних йонів, фосфатів, загального заліза, кремнію ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); концентрація поширених забруднюючих речовин – нафтопродуктів, синтетичних поверхнево активних речовин (СПАР), летючих фенолів, пестицидів і з'єднань металів ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$).

За програмою скорочена-1 виконують [37]:

– гідрологічні спостереження: витрата води ($\text{м}^3/\text{с}$) на водотоках або рівень води (м) на водоймищах;

– гідрохімічні спостереження: візуальні спостереження, температура ($^{\circ}\text{C}$), концентрація розчиненого кисню ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$), питома електропровідність ($\text{См}/\text{см}$).

Виконання програми скорочена-2 передбачає [37]:

– гідрологічні спостереження: витрата води ($\text{м}^3/\text{с}$) на водотоках або рівень води (м) на водоймищах;

– гідрохімічні спостереження: візуальні спостереження, температура ($^{\circ}\text{C}$), водневий показник рН, питома електропровідність ($\text{См}/\text{см}$), концентрація завислих речовин ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$), БСК5 ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); концентрація двох-трьох забруднюючих речовин, основних для води в даному пункті ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$).

При здійсненні програми скорочена-3 проводять:

– гідрологічні спостереження: витрата води ($\text{м}^3/\text{с}$), швидкість течії ($\text{м}/\text{с}$) при опорних вимірах витрати на водотоках або рівень води (м) на водоймищах;

– гідрохімічні спостереження: візуальні спостереження, температура ($^{\circ}\text{C}$), концентрація завислих речовин ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); водневий показник рН; концентрація розчиненого кисню ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); ХСК ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); БСК5 ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$); концентрація речовин, що забруднюють воду в пункті спостережень ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$).

До основних показників, що зумовлюють швидкість процесу самоочищення водного середовища, належать: температура ($^{\circ}\text{C}$), водневий показник рН, концентрація розчиненого кисню ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$), вміст органічних речовин ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) [37]. Контролювання цих показників передбачено всіма програмами.

Температура водного середовища впливає на швидкість хімічних реакцій, функції білків всередині та між фізіологічними системами та органами тварин, тому її вимірювання обов'язкове.

Показник рН визначають як від'ємний логарифм концентрації іонів водню. З його значенням пов'язаний фотосинтез у воді та багато хімічних і фізичних процесів. З'ясування електропровідності дає змогу оцінити концентрації деяких електролітів або загальних розчинених твердих частинок.

Обсяг концентрації розчиненого кисню є важливим показником, оскільки цей газ виконує основну роль при процесах обміну речовин в живих організмах, а також при утворенні та розчиненні вапна, гнитті органічних речовин.

Концентрація органічних речовин характеризує перебіг хімічних та біологічних процесів у воді.

У пунктах першої категорії проводять спостереження щоденно за програмою скороченою-1 в першому створі після скиду стічних вод. Крім того, в цьому створі щоденно відбирають проби об'ємом не менше 5 л, які зберігають протягом 5 діб на випадок надзвичайних ситуацій (загибель риби, аварійні викиди). На цих пунктах спостереження проводять відбір проб щодавно за програмою скорочена-2, щомісячно за програмою скорочена-3, протягом основних фаз водного режиму – за обов'язковою програмою.

У пунктах другої категорії візуальні спостереження проводять щоденно, щодакдно – за програмою скорочена (1), щомісячно – за програмою скорочена-3, в основні фази водного режиму – за обов’язковою програмою.

У пунктах третьої категорії спостереження проводяться щомісячно за програмою скорочена-3, протягом основних фаз водного режиму – за обов’язковою програмою.

У пунктах четвертої категорії спостереження проводяться в основні фази водного режиму за обов’язковою програмою [37].

В якості прикладу наведемо результати Програми Державного моніторингу вод на території Кривбасу за 2015 р. у табл. 3.2 [13].

Таблиця 3.2 – Усереднені дані перевищення нормативів ГДК (кількість разів) концентрації речовин в водних об’єктах Дніпропетровської області за даними спостережень лабораторії моніторингу вод Дніпропетровського облводресурсів згідно Програми Державного моніторингу вод за 2015 рік [13]

№ з/п	Місце розташування пунктів спостереження	Перевищення нормативу ГДК за показниками, рази				
		БСКп, мгО ₂ /дм ³	Мінералізація, мг/дм ³	Хлориди, мг/дм ³	Сульфати, мг/дм ³	ХСК, мгО ₂ /дм ³
Норматив згідно СанПиН № 4630-88 [18]		3/6	1000	350	500	15/30
Канал Дніпро-Кривий Ріг						
1	с. Мар’янське, ГВС канал Дніпро-Кривий Ріг	1,1/-	-	-	-	2,3/-
2	Канал Дніпро-Кривий Ріг, Південне водосховище, питн. в/з	1,1/-	-	-	-	1,7/-
р. Жовта (ліва притока р. Інгулець)						
3	с. Мар’янівка, вище скиду ТОВ "Восток-Руда"	-	2,1	-	1,8	-/1,4
4	Нижче скиду ТОВ "Восток-Руда"	-	2,2	-	2,0	-/1,3
р. Інгулець (права притока р. Дніпро)						
5	с. Іскрівка, нижче впадіння р. Жовта	-	-	-	-	-/1,2
6	Карачунівське водосховище, питний водозабір м. Кривий Ріг	-	-	-	-	1,1/-
7	р. Інгулець, нижче впадіння р. Саксагань	-	1,2	-	-	-/1,2
8	с. Андріївка	-	2,7	2,3	1,3	-/1,1

Програми спостережень були розроблені для визначення якісного стану поверхневих вод на основі вимірювання певних параметрів якості води у контрольних створах і проведення її фізико-хімічного аналізу. Якість води оцінюють через порівняння гідрохімічних показників, визначених у пункті спостережень, зі встановленими нормами якості води. На основі отриманих даних можна визначити рівень забрудненості водного об’єкта і придатність води для використання.

3.4 Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями

В Україні «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» в 1998 р. була розроблена і затверджена Мінекобезпеки як міжвідомчий керівний документ [42]. Ця методика розроблена відповідно до п. «в» ст.20 Закону України «Про охорону навколишнього середовища», «Водного кодексу України», постанови Кабінету Міністрів України від 19 березня 1997 р. № 244 з метою забезпечення дотримання природоохоронних вимог і встановлення екологічних пріоритетів стосовно поверхневих вод суші та естуаріїв України, а також з метою гармонізації українського природоохоронного законодавства із природоохоронним законодавством Європейського Союзу, з міжнародними та європейськими стандартами стосовно водної політики і поліпшення якості поверхневих вод [13, 42]. Саме екосистемний підхід даної методики відповідає новітнім прогресивним принципам і вимогам рамкової Директиви Європейського Союзу 2000/60/ЄС «Упорядкування діяльності Співтовариства в галузі водної політики» [13, 42-43].

Екологічна оцінка якості води дає інформацію про воду як складову водної системи, життєве середовище гідробіонтів і важливу частину природного середовища людини. Характеристика якості поверхневих вод дається на основі екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Класифікація включає широкий набір гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних та інших показників, котрі відображають особливості абіотичної і біотичної складових водних екосистем.

На основі єдиних екологічних критеріїв стає можливим порівнювати якість води на окремих ділянках водних об'єктів, у водних об'єктах в різних регіонах і в країні загалом.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв є складовою частиною нормативної бази для комплексної характеристики стану навколишнього середовища України (стосовно гідросфери).

Дана методика є основою для оцінки впливу людської діяльності на навколишнє природне середовище, визначення певних водоохоронних регламентів і застережень, для планування і здійснення водоохоронних заходів та оцінки їх ефективності.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв є базою для встановлення екологічних нормативів якості води щодо окремих водних об'єктів чи їх частин, груп водних об'єктів та басейнів річок.

Розглянемо порядок виконання екологічної оцінки поверхневих вод і способи подання її результатів згідно [42].

Етап визначення класів і категорій якості вод для окремих показників полягає у виконанні таких дій [42]:

– значення первинних чи осереднених величин кожного з показників зіставляються з відповідними критеріями якості вод, представленими у таблицях

системи екологічної класифікації у додатках А, Б.1–Б.5 [42]. Якщо величини показників вказані з більшою точністю, ніж у класифікації, їх необхідно округлити;

- найгірші значення якості вод серед показників кожного блоку також зіставляються з відповідними критеріями якості вод;

- на основі проведеного зіставлення середньоарифметичних та найгірших значень для кожного показника окремо визначаються категорії якості вод за середнім і найгіршим значеннями;

- зіставлення середніх і найгірших значень та визначення класів і категорій якості вод за окремими показниками виконується у межах відповідних груп і блоків екологічної класифікації.

За значеннями групових та блокових індексів якості вод визначається їх приналежність до певного класу та категорії [42].

Остаточне узагальнення оцінок полягає у визначенні середніх і найгірших значень для двох індексів якості вод, а саме: для біологічного індексу (I_B) та хімічного індексу (I_X).

Етап визначення об'єднаної оцінки якості вод для певного водного об'єкта в цілому або для окремих його ділянок полягає в обчисленні інтегрального (комплексного) екологічного індексу (I_E). Використання екологічного індексу якості вод доцільно в тих випадках, коли зручніше користуватися односторонньою оцінкою: для планування водоохоронної діяльності, опрацювання водоохоронних заходів, здійснення екологічного і еколого-економічного районування, екологічного картографування тощо.

Середні значення для групових і блокових індексів якості вод визначаються шляхом обчислення середнього значення категорії за всіма показниками даної групи чи блоку, при цьому категорії 1 відповідає значення 1, категорії 2 – значення 2 і т.д. [42-43].

Назви, надані класам і категоріям якості вод за їх екологічним станом, є такими [42-43]:

- I клас з однією категорією (1) – відмінні;

- II клас – добрі, з двома категоріями: дуже добрі (2) і добрі (3);

- III клас – задовільні, з двома категоріями: задовільні (4) і посередні (5);

- IV клас з однією категорією (6) – погані;

- V клас з однією категорією (7) – дуже погані.

Назви, надані класам і категоріям якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості), є такими [42-43]:

- I клас з однією категорією (1) – дуже чисті;

- II клас – чисті, з двома категоріями: чисті (2) і досить чисті (3);

- III клас – забруднені, з двома категоріями: слабо забруднені (4) і помірно забруднені (5);

- IV клас з однією категорією (6) – брудні;

- V клас з однією категорією (7) – дуже брудні.

Зазначені класи і категорії якості поверхневих вод, що визначені за ком-

плексом запропонованих критеріїв, відповідають певній трофності та сапробності вод, а саме [42-43]:

клас I, категорія 1 – оліготрофні, олігосапробні води;

клас II – мезотрофні води:

категорія 2 – мезотрофні, α -олігосапробні;

категорія 3 – мезо-евтрофні, β' -мезосапробні води;

клас III – евтрофні води:

категорія 4 – евтрофні, β'' -мезосапробні,

категорія 5 – ев-політрофні, α'' -мезосапробні води;

клас IV, категорія 6 – політрофні, α'' -мезосапробні води;

клас V, категорія 7 – гіпертрофні, полісапробні води.

Середні значення групових та блокових індексів можуть бути як цілими, так і дробовими числами. Це дозволяє диференціювати оцінку якості вод, зробити її більш точною і гнучкою. Для визначення субкатегорій якості вод, відповідних середнім значенням групових та блокових індексів, треба весь діапазон десяткових значень номерів (між цілими числами) розбити на окремі частини і позначити їх за аналогією до табл. 3.3 [42].

Таблиця 3.3 – Алгоритм визначення субкатегорій за величинами індексів [42-43]

Значення індексу	Позначення субкатегорії	Назва субкатегорії
1 — 1,2	1	Перша
1,3 — 1,4	1(2)	Перша з переходом у другу
1,5 — 1,6	1-2	Між першою та другою
1,7 — 1,8	2(1)	Друга з переходом у першу
1,9 — 2,2	2	Друга
2,3 — 2,4	2(3)	Друга з переходом у третю
2,5 — 2,6	2-3	Між другою та третьою
.....		
6,5 — 6,6	6-7	Між шостою та сьомою
6,7 — 6,8	7(6)	Сьома з переходом у шосту
6,9 — 7	7	Сьома

Екологічний індекс якості вод (I_E) розраховується як середньоарифметичне хімічного (I_X) та біологічного (I_B) індексів [43]:

$$I_E = (I_X + I_B) / 2. \quad (3.1)$$

Екологічний індекс якості вод, як і блокові індекси, обчислюється для середніх і для найгірших значень категорій окремо: $I_{E \text{ серед.}}$ та $I_{E \text{ найгір.}}$.

Біологічний індекс якості вод (I_B) визначається на основі узагальнення значень таких блокових індексів [51]:

$$I_{B \text{ серед.}} = (I_{G \text{ серед.}} + I_{M \text{ серед.}} + I_{B_X \text{ серед.}} + I_{B_T \text{ серед.}}) / N, \quad (3.2)$$

де $I_{Гсеред.}$ – індекс гідробіологічних показників; $I_{Мсеред.}$ – індекс мікробіологічних показників; $I_{БХсеред.}$ – індекс показників біохімічних процесів; $I_{БТсеред.}$ – індекс біотестових показників; N – загальна кількість блоків біологічних показників, які розглядаються.

Середні значення групових індексів розраховуються як середньоарифметичне значення суми категорій показників, що входять до відповідної групи. Наприклад, індекс гідробіологічних показників ($I_{Гсеред.}$) може визначатися за формулою:

$$I_{Гсеред.} = (K_{Усеред.} + K_{Фсеред.} + K_{БІсеред.})/3, \quad (3.3)$$

де $K_{Усеред.}$ – категорія за структурними показниками біотичних угруповань; $K_{Фсеред.}$ – категорія за показниками фітопланктону; $I_{БІсеред.}$ – категорія за біоіндикаційними оцінками.

Значення хімічного індексу якості вод ($I_{Хсеред.}$) розраховується як [44]:

$$I_{Хсеред.} = (I_{Ссеред.} + I_{ТСсеред.} + I_{Тсеред.})/3, \quad (3.4)$$

де $I_{Ссеред.}$ – індекс показників сольового складу; $I_{ТСсеред.}$ – індекс хімічних трофо-сапробіологічних показників; $I_{Тсеред.}$ – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Індекс хімічних трофо-сапробіологічних показників розраховується на основі узагальнення значень категорій наступних групових показників [45]:

$$I_{Т-Ссеред.} = (I_{КРсеред.} + I_{ОРсеред.} + I_{ЗПсеред.} + I_{БРсеред.})/4, \quad (3.5)$$

де $I_{КРсеред.}$ – індекс показників кисневого режиму; $I_{ОРсеред.}$ – індекс показників вмісту органічних речовин; $I_{ЗПсеред.}$ – індекс загальних показників (рН, завислі речовини та ін.); $I_{БРсеред.}$ – індекс показників вмісту сполук біогенних елементів.

Індекс показників вмісту сполук біогенних елементів ($I_{БРсеред.}$) визначається за формулою:

$$I_{БРсеред.} = (K_{NH4} + K_{NO2} + K_{NO3} + K_N + 2K_{PO4} + 2K_P)/8, \quad (3.6)$$

де K_{NH4} , K_{NO2} , K_{NO3} , K_N , K_{PO4} , K_P – категорії за показниками вмісту, відповідно, амонійного, нітритного, нітратного і загального азоту, фосфору фосфатів і загального фосфору. Якщо кількість показників, за якими є інформація, менша, у знаменнику ставиться відповідна цифра з урахуванням пропорційного множення категорій по фосфору.

Всі інші індекси розраховуються як середні арифметичні категорій якості показників, які вимірювалися [43].

Загальна структура побудови екологічної оцінки наводиться на рис. 3.1 [43].

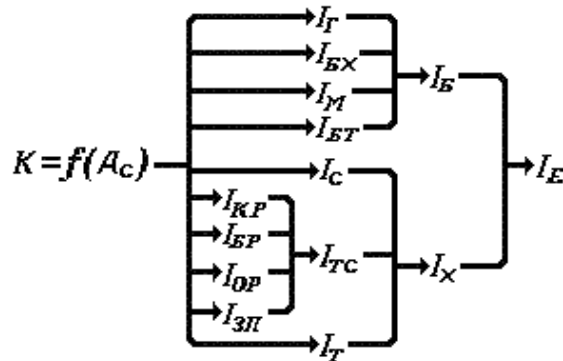


Рисунок 3.1 – Структура побудови екологічної оцінки [43]: I_{KP} – індекс показників кисневого режиму; I_{OP} – індекс показників вмісту органічних речовин; $I_{ЗП}$ – індекс загальних показників (рН, завислі речовини та ін.); I_{BP} – індекс показників вмісту сполук біогенних елементів; I_C – індекс показників сольового складу; I_{TC} – індекс хімічних трофо-сапробіологічних показників; I_T – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії; $I_Г$ – індекс гідробіологічних показників; I_M – індекс мікробіологічних показників; $I_{БХ}$ – індекс показників біохімічних процесів у воді та донних відкладах; I_{BT} – індекс біотестових показників.

Хімічний індекс якості вод $I_{Хнайгір.}$ визначається за найгіршим значенням з трьох блокових індексів I_C, I_{T-C}, I_T [43]:

$$I_{Хнайгір.} = \max(I_C, I_{T-C}, I_T). \quad (3.7)$$

Біологічний індекс якості вод $I_{Бнайгір.}$, як і хімічний індекс $I_{Хнайгір.}$, визначається за найгіршим значенням серед усіх блокових індексів біологічних показників [43]:

$$I_{Бнайгір.} = \max(I_Г, I_M, I_{БХ}, I_{BT}). \quad (3.8)$$

Для забезпечення достовірності результатів оцінки якості вод за хімічними трофо-сапробіологічними критеріями (дод. Б.4 в [43]) загальна кількість показників, за якими виконується оцінка, не повинна бути меншою, ніж 10.

Одним із способів подання результатів оцінювання екологічного стану поверхневих вод, згідно Водній Рамковій Директиві ЄС 2000/60/ЄС, може бути індекс екологічної якості (EQI) [42-43, 46]. Цей індекс визначається шляхом порівняння значень показників, отриманих у конкретному створі, зі значеннями показників у референційних (еталонних) умовах [42]:

$$EQI = \sum_{i=1}^N \frac{P_i}{P_e}, \quad (3.9)$$

де P_i – значення показника в i -му створі; P_e – значення показника в еталонному створі; N – загальна чисельність показників.

Градації індексу EQI відповідно до класів якості вод наводяться у керівному документі ЄС «Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document № 10» (табл. 3.4) [42-43, 46].

Таблиця 3.4 – Класи якості вод за індексом EQI згідно Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/EC [42-43, 46]

	1	2	3	4	5
Клас якості вод	Відмінна (high)	Добра (good)	Посередня (moderate)	Низька (poor)	Погана (bad)
Значення EQI	1-0,83	0,82-0,62	0,61-0,41	0,40-0,20	<0,20

Для приведення індексу екологічної оцінки якості вод (I_E) до діапазону від 1 до 0, який прийнято для EQI , можна використати відношення:

$$I_{Eпр} = 1 - (I_E / 7). \quad (3.10)$$

Згідно [38, 43] прийнятним варіантом розрахунку можна вважати комбінування обчислень середніх і найгірших величин (середні з найгірших за блоками показників, середні з найгірших у блоках показників за групами пунктів контролю та ін. залежно від мети дослідження й забезпеченості інформацією), але у такому разі до оцінки має бути додано опис методу обчислення й порівнюватися можуть лише оцінки, отримані за одним методом розрахунку.

Екологічна оцінка є неодмінною умовою екологічного нормування якості поверхневих вод, його попереднім етапом. Тому при виконанні екологічної оцінки треба передбачати зіставлення одержаних результатів із значеннями екологічних нормативів, встановленими для даного водного об'єкта. Це необхідно для аналізу відповідності (чи невідповідності) якості вод значенням усіх тих показників, котрі встановлені в результаті екологічного нормування якості вод для конкретного водного об'єкта.

Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв подаються у вигляді таблиць, графіків і карт [42]. Таблиці можуть складатися як для окремих пунктів спостережень, так і для водного об'єкта в цілому.

Найбільш наочним та інформативним способом подання результатів екологічної оцінки якості вод є картографічний. Залежно від потреб розробляють комплексні синтетичні чи аналітичні карти.

3.5 Методика розрахунку коефіцієнта забрудненості природних вод

Коефіцієнт забрудненості (КЗ) є узагальненим показником, що характеризує рівень забрудненості сукупно по низці показників якості води, які багаторазово виміряно у кількох пунктах (створах) спостережень водних об'єктів [38].

Величина КЗ характеризує кратність перевищення нормативів у долях ГДК. Наприклад, $KЗ = 1,2$ означає, що нормовані показники якості води даного водного об'єкта (регіону, ділянки) у середньому в 1,2 разу (або на 20%) перевищують ГДК. Іншими словами, якість води у цьому випадку у 1,2 рази гірше нормативного.

Будь-які значення КЗ, що перевищують одиницю, свідчать про порушення діючих норм [38]. Тотожність КЗ одиниці означає, що для даного водного об'єкта всі нормовані показники якості води в усіх пунктах (створах) спостережень при всіх вимірюваннях протягом досліджуваного періоду відповідають діючим нормам якості води. Значень менше одиниці коефіцієнт забрудненості приймати не може.

Позаяк водний об'єкт призначено для кількох видів водокористування, то при розрахунку КЗ слід враховувати ті нормативи, які висувають найбільш високі вимоги до якості води. Звичайно такими є нормативи якості води для водойм рибогосподарського призначення. При розрахунку КЗ водних об'єктів, що не є рибогосподарськими, використовується ГДК для об'єктів господарсько-побутового водокористування та культурно-побутового водокористування (або інші норми, офіційно встановлені для даного об'єкта). Втім КЗ дозволяє зіставляти обидва типи цих об'єктів з погляду задоволення у кожному із них своїх нормативів [38].

Значення КЗ вираховуються за формулами [38]:

$$\gamma = 0,1 \sum_{i=1}^{10} \left(\frac{1}{N_i} \sum_{j=1}^J \sum_{n=1}^{N_{ij}} \gamma_{ijn} \right), \quad (3.11)$$

$$\begin{aligned} \gamma_{ijn} &= \frac{C_{ijn}}{ГДК_i}, \quad \text{якщо } ГДК_i \text{ порушено } (C_{ijn} > ГДК_i) \\ \gamma_{ijn} &= 1, \quad \text{якщо } ГДК_i \text{ задовольняє } (C_{ijn} \leq ГДК_i) \end{aligned} \quad (3.12)$$

де i , 10 – порядковий номер і загальна кількість контрольованих показників; j , J – порядковий номер і загальна кількість пунктів (створів) спостережень; n , N_{ij} – порядковий номер і загальна кількість вимірювань i -го показника в j -му пункті (створі) за період часу, що аналізують (квартал, рік, тощо.); N_i – загальне число вимірювань i -го показника в усіх пунктах (створах) спостережень; γ_{ijn} – кратність перевищення ГДК при n -му вимірюванні i -го показника у j -му пункті (створі) спостережень.

Значення КЗ розраховується завжди тільки для десяти показників. До складу цих показників включаються ті показники, що у найбільшу міру перевищують

значення ГДК. У разі, якщо число показників, що перевищують ГДК, менше десяти (наприклад, 7), у формулі (3.11) значення величин γ_{ijn} для решти показників (наприклад, для восьмого, дев'ятого і десятого) приймається рівним 1.

Для деяких речовин нормативи вимагають повної їхньої відсутності у природних водах. Для кожного із них у формулі (3.11) замість $\text{ГДК}_i = 0$ необхідно підставляти те значення концентрації, яке ще може бути виявлено за найбільш чутливою методикою вимірювання даної речовини, тобто найменший з порогів його виявлення.

Наведені формули придатні для тих показників якості води, що для них ГДК задає верхню допустиму границю (тобто те значення, що не можна перевищувати). Якщо ж нормується нижня границя (наприклад, для розчиненого кисню і водневого показника рН), то у випадку їхнього порушення розрахунок кратності перевищення (γ_{ijn}) ведеться за іншими формулами:

$$\begin{aligned} \gamma_{ijn} &= 1 && \text{при } C_{ijn} \geq \text{ГДК}_i \\ \gamma_{ijn} &= 1 + 9(\text{ГДК}_i - C_{ijn}) / (\text{ГДК}_i - \text{ВЗ}_i) && \text{при } \text{ВЗ}_i \leq C_{ijn} \leq \text{ГДК}_i \\ \gamma_{ijn} &= 10 + 90(\text{ВЗ}_i - C_{ijn}) / (\text{ВЗ}_i - \text{ЕВЗ}_i) && \text{при } C_{ijn} \geq \text{ВЗ}_i \end{aligned} \quad (3.13)$$

Згідно з [38] для розчиненого кисню значення ВЗ та ЕВЗ дорівнюють 3 мг/дм³ та 2 мг/дм³. Для рН рекомендовано використовувати у формулі (3.13) значення $\text{ВЗ}_i = 6$ од. рН та $\text{ЕВЗ}_i = 4$ од. рН.

Методика дає можливість підрахувати не тільки загальний КЗ для водного об'єкта чи ділянки, а також узагальнені характеристики забрудненості по одному будь-якому показнику на всій ділянці (γ_i) і по всіх показниках для будь-якого створу (γ_j) [47]:

$$\begin{aligned} \gamma_i &= \frac{1}{N_i} \sum_{j=1}^J \sum_{n=1}^{N_{ij}} \gamma_{ijn} \\ \gamma_j &= \frac{1}{I_j} \sum_{i=1}^{I_j} \left(\frac{1}{N_{ij}} \sum_{n=1}^{N_{ij}} \gamma_{ijn} \right) \end{aligned} \quad (3.14)$$

де I_j – кількість показників якості води, що виміряні у j -му створі.

Отримані числові значення КЗ дозволяють оцінити стан води за рівнями забрудненості згідно табл. 3.5 [38].

Таблиця 3.5 – Оцінка рівня забрудненості поверхневих вод за значеннями КЗ [38]

Значення КЗ	1	1,01...2,50	2,51...5,00	5,01...10,00	Більше 10
Рівень забрудненості	Незабруднені (чисті)	Слабко забруднені	Помірно забруднені	Брудні	Дуже брудні

Згідно [38] при необхідності можуть бути виконані розрахунки КЗ по одному створу або по групі створів. Розрахунки виконуються аналогічним способом. При обчисленні КЗ завжди слід жорстко виконувати зазначений вище порядок підсумовування.

При розрахунку КЗ необхідно звертати увагу на систематичність спостережень, тобто на наявність даних за усіма контрольованими показниками для усіх інтервалів розрахунку. Під систематичними спостереженнями розуміються такі спостереження, коли в одиницю часу (наприклад, рік, квартал) проводиться однакова (або приблизно однакова) кількість вимірювань за усіма показниками. Відсутність даних по декількох показниках може привести до перекручування величини КЗ. Особливо уважно слід контролювати наявність даних за тими показниками, які часто найбільшою мірою перевищують ГДК, тобто за нафтопродуктами, фенолами тощо. При відсутності даних за такими показниками для усього інтервалу часу, що аналізується або для усієї досліджуваної ділянки слід орієнтовно оцінювати ці дані. Якщо це неможливо, КЗ можна рахувати без цих показників, але при цьому потрібно мати на увазі, що такі КЗ не можна зіставляти з іншими. У обох випадках розраховані значення КЗ необхідно супроводжувати відповідними примітками. КЗ повинен плавно змінюватись у часі та просторі. Різкі зміни (“скачки”) КЗ вказують або на появу нового джерела забруднення, або на помилки у розрахунках, або на недостовірність деяких даних.

3.6 Методика визначення індексу забрудненості води

Методика оцінки якості води за комплексним показником – індексом забрудненості води (ІЗВ) – була рекомендована для використання підрозділам Держкомгідромету. Це, на думку [48], одна із найпростіших методик комплексної оцінки якості води.

Розрахунок ІЗВ проводиться за обмеженим числом інгредієнтів. Визначається середнє арифметичне значення результатів хімічних аналізів по кожному з таких показників: азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню (БПК₅). Знайдене середнє арифметичне значення кожного з показників порівнюється з їх гранично допустимими концентраціями. У випадку розчиненого кисню величина гранично допустимої концентрації ділиться на знайдене середнє значення концентрації кисню, тоді як для інших показників це робиться навпаки.

ІЗВ розраховується за формулою:

$$IЗВ = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (3.15)$$

де C_i – середня концентрація одного із шести показників якості води; $ГДК_i$ – гранично допустима концентрація кожного з шести показників якості води.

Для розрахунків використовуються наступні значення ГДК (мг/дм³): азот амонійний – 0,39, нітритний – 0,02, нафтопродукти – 0,05, феноли – 0,001, а для БСК₅ та розчиненого кисню значення обирають за табл. 2.6 і табл. 3.7 [48].

Таблиця 3.6 – Нормативні значення для БСК₅ [48]

Споживання кисню БСК ₅ , мг/дм ³	Норматив, мг/дм ³
≤ 3	3
3 ÷ 15	2
≥ 15	1

Таблиця 3.7 – Нормативні значення розчиненого кисню [48]

Середній вміст розчиненого кисню (C_i), мг·O ₂ /дм ³	Норматив, мг·O ₂ /дм ³	Середній вміст розчиненого кисню (C_i), мг·O ₂ /дм ³	Норматив, мг·O ₂ /дм ³
> 6	6	$3 > C_i > 2$	40
$6 > C_i > 5$	12	$2 > C_i > 1$	50
$5 > C_i > 4$	20	$1 > C_i > 0$	60
$4 > C_i > 3$	30		

За величинами розрахованих ІЗВ виконується оцінка якості води. При цьому виділяються такі класи якості води: I – дуже чиста (ІЗВ ≤ 0,3); II – чиста (0,3 < ІЗВ < 1); III – помірно забруднена (1 < ІЗВ < 2,5); IV – забруднена (2,5 < ІЗВ < 4); V – брудна (4 < ІЗВ < 6); VI – дуже брудна (6 < ІЗВ < 10); VII – надзвичайно брудна (ІЗВ > 10).

До першого класу відносяться води, на які найменше впливає антропогенне навантаження. Величина їх гідрохімічних і гідробіологічних показників близькі до природних значень для даного регіону.

Для вод другого класу характерні певні зміни порівняно з природними, проте ці зміни не порушують екологічної рівноваги.

РОЗДІЛ 4

МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ ВІДВАЛІВ НА ПІДСТИЛАЮЧІ ШАРИ ГІРСЬКИХ ПОРІД

4.1 Фізико-хімічні перетворення у відвалах

За час експлуатації залізорудних родовищ Кривого Рогу накопичилося за різними даними від 14 до 16 млрд. т відходів гірничодобувної промисловості, які складували в відвалах і хвостосховищах протягом останніх 50 років. Незважаючи на те, що складування відходів відбувалося, як правило, безсистемно, значну їх частину можна розглядати в якості техногенного залізорудної сировини. Так, В.Д. Євтехов в своїх роботах [49-50] запропонував використовувати породи хвостосховищ гірничозбагачувальних комбінатів (ГЗК) Кривбасу, які представлені роздробленою і подрібненою мінеральною масою – відходами збагачення бідних магнетитових руд, і породи відвалів з бідними гематитовими рудами у якості техногенної залізорудної сировини Криворізького басейну. Виходячи з відмінностей в способах формування, транспортування, складування відходів, він виділив два класи техногенних родовищ:

1) складені техногенними покладами природних корисних копалин (відвали); 2) – складені покладами техногенних корисних копалин («лежані хвости»).

Щоб використати цю сировину, яка пролежала десятки років на поверхні, до господарського обігу, необхідно чітко уявляти яких змін зазнали гірські породи у відвалах.

Для вивчення цих змін існує на даний час тільки один шлях – теоретичне моделювання, оскільки буріння на відвалах не проводилося. Як модельний об'єкт обрані Лівобережні відвали Південного гірничо-збагачувального комбінату (ПдГЗК). Тут протягом ряду років спочатку Екоцентр "Кривбасгеологія", а потім співробітниками і студентами НГУ проводився відбір проб ґрунтів і донних відкладень р. Інгулець. Результати розгорнутих хімічних і рентгеноструктурних аналізів можуть слугувати оцінкою правильності вибору теоретичної моделі. Схема відсіпки порід відвалів приведена на рис. 4.1.

Умовно відвали можна розділити по латералі на 2 частини, що розрізняються хімічним, мінеральним складом, розмірами уламків та ін. (табл. 4.1).

Таблиця 4.1 – Хімічний і мінеральний склад порід відвалів [51]

	Хімічний склад, %.	Мінеральний склад
Окиснені залізисті кварцити	Fe _{заг} 36-38; FeO 1,5-3; Fe ₂ O ₃ 49-52; SiO ₂ 43-46; Al ₂ O ₃ 0,67-0,9; CO ₂ 0,3-0,6; CaO 0,2-0,3; MgO 0,009-0,27; P 0,042; S 0,019-0,021; K ₂ O+Na ₂ O 0,2-0,7	Мартит 20-25%, кварц 38-40%, лимоніт 5-8%, гематит до 20%, магнетит 2-4%, інші (пірит, марказит, халькопірит, піротин, апатит) 2-3%
Скельні породи	Fe _{заг} 26-28; FeO 2,2; Fe ₂ O ₃ 15; SiO ₂ 48-50; Al ₂ O ₃ 3,0; CaO 1,3-1,5; MgO 3,1-5,0; S 0,07%; MnO 0,05; P ₂ O ₅ 0,1; TiO ₂ 0,16-0,08	Хлорит, біотит, кумінгтоніт, кварц, сидероплезит, магнетит та інші

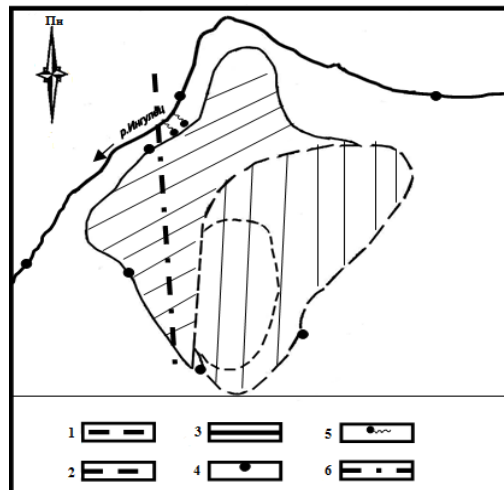


Рисунок 4.1 – Схема відсіпки Лівобережних відвалів (границі відсіпання) [51]: 1 – окиснених залізистих кварцитів $K_2^{5ж}$; 2 – окиснених залізистих кварцитів $K_2^{4ж-6ж}$; 3 – некондиційних залізистих кварцитів і сланців; 4 – місця відбору проб; 5 – джерела; 6 – субмеридіональний розлом

За характером прояву і різним сполученням тектонічних, геоморфологічних, кліматичних, гідродинамічних, біогенних і ін. чинників, а також за ступенем фізико-хімічних, мінералогічних перетворень на породах відвалу можна виділити вертикальну зональність (рис. 4.2).

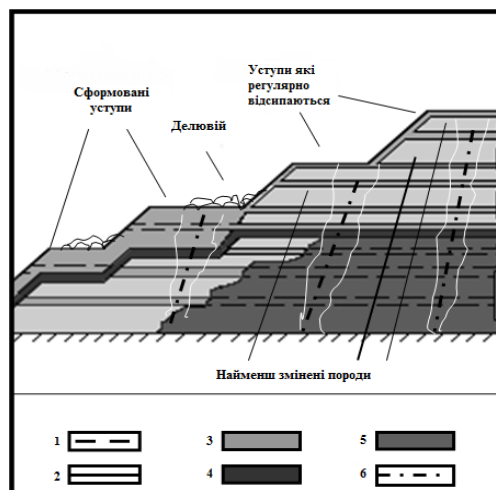


Рисунок 4.2 – Схема формування вертикальної зональності в відвалі (границі) [51]: 1 – фізичного вивітрювання, 2 – хімічного вивітрювання; зони: 3 – сучасного вивітрювання, 4 – осадження хімічних сполук і мінеральних новоутворень, 5 – електрохімічних процесів, ядро відвалів; 6 – тріщини в відвалах з лінійною корою вивітрювання, що формується)

Перша зона – зона сучасного вивітрювання відноситься до області розвитку фізичного, еолового та хімічного вивітрювання. Тут за рахунок коливань температур відбувається дроблення породи. Дрібні, пилюваті частинки різно-

сяться на великі відстані, а більші – тимчасовими водними потоками переміщуються вниз по схилу, відкладаючись, утворюючи яр.

Потужність фізичної кори вивітрювання на сформованих уступах може досягати декількох метрів, а на регулярно відсипаючих і верхніх частинах відвалу її потужність незначна і становить перші десятки сантиметрів. Однак в обох випадках малопотужні кори фізичного вивітрювання повинні багаторазово повторюватися в вертикальному розрізі (рис. 4.2).

Процеси хімічного вивітрювання проникають значно глибше. У відвалах необхідно, як і в корінних породах розрізняти площадкову і лінійні кори вивітрювання. Остання формується близько тріщин, які утворюються за рахунок нерівномірного просідання порідного масиву і на контактах порід різного складу. Швидкість розвитку хімічної кори вивітрювання буде визначатися, з одного боку, фізико-хімічним станом води (температура, рН, Eh, склад), а з іншого – розміром уламків гірської породи і її складом.

Основними компонентами в атмосферних опадах, що грають роль в перетворенні породи, є кисень (2,14-2,92%) і вуглекислота (34,17-33,88%) [52].

Під їх впливом у верхній частині площадної кори вивітрювання процеси протікають в кислому середовищі, а з глибиною рН фільтратів підвищується до нейтральних величин. Для лінійної кори вивітрювання властива, зміна нейтральних значень рН на лужні умови зверху донизу за розрізом. Для обговорення механізму мінеральних трансформацій в корі вивітрювання значний інтерес представляють результати лабораторних досліджень Ж. Педро [53], який паралельно вивчав фільтрат і залишкову фазу порід новітнього геохімічного вивітрювання кристалічних порід. В результаті експериментів він встановив, що в залишкових породах в процесі вивітрювання відбувається повний винос кремнезему, лугів і лужних земель; накопичення заліза, глинозему та титану. Експериментально встановлено, що чим менше порода містить кремнезему, тим легше він виноситься, тобто кремнезем виноситься раніше з силікатів і алюмосилікатів, ніж з кварцу. Крім того, в більш тріщинуватих або пористих породах процес вивітрювання проникає глибше, але при цьому поєднується з меншим ступенем розкладання речовини породи. Результати цих експериментальних досліджень повністю збігаються з класичним описом хімічного вивітрювання в процесі літогенезу, запропоноване Н.М. Страховим [54]. У початковій стадії вивітрювання протікає в умовах двох середовищ: окислювальному і лужному. В цей час з порід виносяться всі легкорозчинні солі: сульфати і хлориди калію, натрію, кальцію, магнію, карбонати лужних і лужноземельних металів. Одночасно відбувається гідроліз силікатів і алюмосилікатів з вимиванням витягнутих з них основ: натрію, калію, магнію і кальцію. Оскільки кремнезем легко розчинний в лужних водах, він також в великій кількості виноситься з елювію. За даними А.Д. Додатко [55] подібні фізико-хімічні перетворення повинні проходити з різною швидкістю на залізистих кварцитах і залягаючих поряд з ними кварцвміщуючих алюмосилікатних сланців, причому профіль кори на залізистих кварцитах завершується зоною бурих залізників, а на алюмосилікатних сланців – каолінітом.

Таким чином, максимальна потужність до 3-5 метрів площадної кори вивітрювання повинна бути на уступах, де тривалий час не складаються гірські породи. При регулярному відсипанні уступів в вертикальному розрізі відвалу буде спостерігатися чергування малопотужної слабовираженої хімічної кори вивітрювання. На уступах молодих відвалів навряд чи буде зустрінутий повний профіль кори, що завершується зоною бурих залізняків або каолінітом. Лінійні хімічні кори вивітрювання, утворені за рахунок руху розчинів по тріщинах просідання або контактами порід різного складу, мають невелику потужність і пронизують весь відвал по латералі.

Друга зона – осадження хімічних сполук і мінеральних новоутворень формується за рахунок фільтратів, що пройшли першу зону. За даними С.А. Кашика [56] за один річний цикл проходження води через породи, тобто на самому початку формування метасоматичної зональності, навколо мінералів вихідної породи виникають тонкі оторочки змінених мінералів, що змінюють один одного у вертикальному розрізі по напрямку фільтрації розчинів. Поступове перетворення вихідних порід, збільшення мас новоутворених мінералів і щільності метасоматичного заміщення призводять до того, що межі між зонами і фронт хімічної зміни починають поступово зміщуватися вздовж напрямку потоку розчину.

Винесені в результаті геохімічних процесів хімічні сполуки рухаються вниз за профілем з фільтратом, досягаючи більш глибоких ділянок з ущільненими породами та іншими термодинамічними і кислотними умовами: розчинені сполуки можуть концентруватися і осідати, що призводить до формування новоутворень мінералів.

У цих процесах беруть участь, в основному, два види фільтратів [53]:

- фільтрат, що містить кремній, де провідний компонент представлений кремнеземом;
- кальцієво-магнезіальний фільтрат, також що містить велику кількість кремнезему, над яким кількісно переважають кальцій і магній.

Фільтрат, який містить кремній являє собою кремнієвий гель, що виникає в результаті полімеризації винесеного з силікатів і алюмосилікатів мономолекулярного кремнезему. Рівновага полімеризації встановлюється при концентрації кремнезему, що дорівнює приблизно 350 мг/л і кремінний гель легко осідає.

Кальцієво-магнезіальний фільтрат містить значну кількість кремнезему, магнію, кальцію і закисного заліза. При цьому співвідношення кремнезем – магнезіальна складова для досягнення рівноваги і утворення глинистих мінералів повинна дорівнювати 5:1, тобто чим більше MgO в фільтраті, тим швидше осідають глинисті новоутворення. На цю рівновагу може впливати наявність агресивної вуглекислоти і органічних кислот. До складу порід відвалів входить досить велика кількість MgO, який виноситься з порід в результаті вивітрювання, набагато швидше ніж SiO₂. Тому можна зробити висновок, що у відвалах може відбуватися осадження мігруючих речовин з утворенням, як кремнеземвміщуючих, так і глинистих мінералів.

Друга зона – це, в першу чергу, ущільнення гірських порід під дією вищезазначеної товщі, цементация пор і тріщин хімічними сполуками і початкові стадії діагенезу. Потужність другої зони залежить від багатьох факторів, але основним є час.

Третю зону вертикального профілю можна виділити в більш центральних, частинах відвалів, це так зване ядро відвалів. Тут породи максимально ущільнені, розвинені тонкі протяжні пори і тріщини, в яких акумулюється фільтрат, збагачений найбільш рухливими компонентами Na, K, Cl, O, CO₂. Наявність цих з'єднань підтверджується хімічним складом вод (мінералізація джерел до 6 г/л), по вихідних тріщинах з відвалів. Температура води джерел не перевищує 10-12⁰С цілий рік, що, мабуть, свідчить про те, що в ядрі відвалів температура постійна або коливається незначно, тобто спостерігається ефект термостатування. Присутність таких сильних електролітів, якими є хлориди і сульфати натрію, калію в порах, тріщинах і між уламків гірських порід, що містять магнетит, гематит, пірит, піротин може привести до розвитку електрохімічних реакцій за схемою, запропонованою Л.Г. Прожогіним і В.Г. Борисенко [57]. Вони встановили, що на кордонах електропровідящих шарів виникає контактна різниця потенціалів. Навіть при невеликих розмірах зразків (до 10 см) в повітряному сухому стані різниця потенціалів на кінцях шарів магнетиту іноді досягає 10-30 мВ, а між різними шарами – 130 мВ. Покладення зразків залізистих кварцитів в електроліт (розчин NaCl) підвищує різницю потенціалів до 200 мВ і більше. Це явище названо гальванічним ефектом. Основні реакції, що визначають майже всі наступні процеси, зводяться до наступного: солі кислот у водному розчині повністю дисоційовані. В електричному полі, створюваному магнетитом, аніон спрямовується до позитивного електрода (кристала, агрегату, шару), а катіон до негативного. В результаті виникає електричний струм, і система працює як гальванічний елемент. Катіони при цьому окислюються, утворюючи ряд кислот, які розчиняють карбонати. В результаті пористість збільшується, зв'язки руйнуються з одночасним збільшенням оголеної поверхні позитивного електрода. Цей процес триває до моменту поляризації електрода. Поблизу негативного електрода концентруються катіони (Na, Ca, Mg, K). Однак за відомими законами катіони з електродним потенціалом меншим, ніж у водню не відновлюються на катоді, а замість них відновлюються молекули води, в результаті на катоді виділяється водень, який проникає в кристали магнетиту у вигляді протонів, сприяючи подальшій мартитизації. У негативних електродів підвищується лужність, і вторинним наслідком є швидке поверхневе розчинення кварцу і силікатів [58].

Мінеральний склад зразків в експериментах змінювався досить значно. Перш за все, відбувалося розчинення карбонатів всередині рудних шарів і в контакт з ними. Розчинення супроводжувалося утворенням колоїдних гідроксидів заліза.

Подібні електрохімічні процеси за участю електричних полів могли протікати і в ядрі відвала. У цьому випадку джерелом слабких електромагнітних полів, як засвідчило фізико-математичне моделювання [59], можуть служити

розломи. Під відвалом проходить зона субмеридіонального розлому, який чітко фіксується в геофізичних полях, за геоморфологічними ознаками і в відслоненнях, розділяючи породи Новокриворізької і скелюватської світ.

Таким чином, за ступенем прояву тих чи інших геологічних і фізико-хімічних процесів в породних відвалах можна виділити щонайменше три зони, а в них ділянки максимальних перетворень вихідних порід.

Такими ділянками є тріщини в відвалах, утворених за рахунок нерівномірного просідання гірських порід, і контакти між шарами різного складу.

4.2 Екологічний вплив залізородного відвалу на навколишнє середовище

Кривий Ріг є великим промисловим центром. Діяльність промисловості негативно впливає на стан навколишнього природного середовища, що визначається:

1) відторгненням родючих земель під гірничі відводи (кар'єри, шахти, відвали, шламосховища і т. д.);

2) порушенням природних гідрогеологічних режимів підземних і поверхневих водотоків, зневодненням великих територій, підтопленням великих площ, засоленням ґрунтів, погіршенням якості питних, ґрунтових і відкачуваних вод та ін.;

3) запиленням, загазованістю повітряного басейну і потраплянням у сферу життя людини (у води, ґрунти, повітря) шкідливих хімічних сполук важких металів, сірки, азоту, оксидів заліза, кремнію та ін.

Проблему пиління відвалів можливо вирішити шляхом проведення біологічної рекультивації, тобто озеленення відвалів. Це можливо на основі вивчення екологічних особливостей літофільних угруповань кристалічних відслонень, види яких мають співставні екологічні адаптації і до умов середовища відвалів.

При розташуванні відвалів розкривних порід за межами контуру кар'єрного поля можуть бути виділені два варіанти:

1) розташування відвалів на землях, непридатних для сільського та лісогосподарського виробництва (яри, балки, западини і провали, що утворилися внаслідок підземної розробки родовищ, заболочені землі та ін.);

2) розташування відвалів на землях, раніше використовуваних в сільському або лісовому господарстві або для інших цілей.

Перший варіант щодо раціонального землекористування краще другого. Однак цей варіант доцільний в тих випадках, коли непродуктивні землі розташовуються на відносно невеликих відстанях від виробок, і витрати на транспортування гірських порід не є надмірними. Економічне порівняння визначає перевагу того чи іншого варіанта.

Значний тиск на підстилаючі породи рудних відвалів (на відміну від відвалів розкривних порід) істотно впливає на зміну фізико-механічних властивостей, гідрогеологічних показників нижче залягаючих шарів, внаслідок чого відбувається перерозподіл водних ресурсів і розвиток процесів підтоплення на прилеглих територіях. Застосовувані захисні екрани з суглинку і глини під рудними відвалами мало функціональні через вдавнення рудних уламків в шари порід і утворення в них тріщин висихання. Порушення захисного екрану призводить до інфільтрації високомінералізованих вод з тіла відвалу в поверхневі і підземні води, сприяючи, тим самим, їх забруднення. Таким чином, відвали гірських порід в гірничодобувних регіонах є не тільки чинниками підтоплення, а й забруднення прилеглих територій.

Оцінка впливу відвалу на геологічне середовище складається в аналізі існуючих і прогнозованих негативних екологічних процесів і явищ техногенного походження, а саме зсувних, карстових, змін напруженого стану і властивостей масивів порід, деформації земної поверхні.

Екологічна небезпека зсувоутворення. Утворення нового водоносного горизонту в четвертинних відкладах призвело до обводнення червоно-бурих глини і до формування багатоповерхових зсувів на крутому березі р. Інгулець біля с. Новоселівка. Потужність зсувного тіла 10-20 м.

Екологічна небезпека карстоутворення. Зміна режиму підземних вод призвела до утворення сприятливих умов розвитку карсту, до яких відносять: 1) наявність в розрізі розчинної гірської породи, а саме вапняків тріщинуватих та лесових суглинків; 2) агресивні підземні води; 3) загальний водообмін, тобто відтік насиченої розчинними речовинами води до області розвантаження і постійний притік свіжого розчину. Повний комплекс подібних умов складається на прилеглих до Лівобережного відвалу територіях, що призводить до активізації карсту у тріщинуватих вапняках та лесових породах, які містять лінзи карбонатних порід [60].

4.3 Оцінка забруднення підземних вод хімічними сполуками відвальних порід

В даний час на поверхні відвалу під впливом екзогенних факторів формуються сучасні кори вивітрювання – породи руйнуються, найдрібніші частинки у вигляді пилових хмар переносяться вітром на чималі відстані і накопичуються в пониженнях рельєфу. Більші частинки зносяться тимчасовими водними потоками (дощові і талі води) або скочуються до підніжжя відвалу.

У тілі відвалу під впливом різних факторів (атмосферні опади, витоку води з хвостосховищ, сезонні перепади температур, зміна рН-умов) протікають фізико-хімічні процеси, в результаті яких утворюються легкорозчинні солі: сульфати і хлориди К, Na, Ca, Mg, карбонати лужних і лужноземельних металів. Одночасно відбувається гідроліз силікатів і винос вилучених основ:

КОН, NaOH, $Mg(OH)_2$, $Ca(OH)_2$, кремнезем і $MnCO_3$ в основному рухливі в лужних водах. Найменш розчинними є з'єднання Fe, Mn, P, з'єднання малих елементів (V, Cr, Ni, Co, Cu, Zn і ін.), Тому винесення їх здійснюється в невеликих кількостях.

Оскільки відвал формується на породах осадового чохла, то в ньому відбуваються процеси, які представлені результативною моделлю відвалу і деформованими підстилаючими породами, що зображено на рис. 4.3.

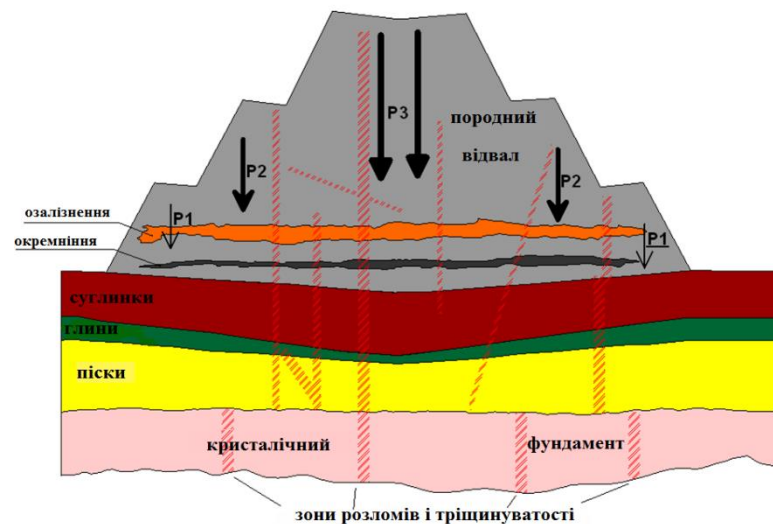


Рисунок 4.3 – Модель породного відвалу та його вплив на підстилаючі породи. P1, P2, P3 – тиск

Завдяки тиску, що здійснюється масою відвалу на підстилаючі породи (наприклад, маса Лівобережного відвалу з хвостосховищем «Войково» оцінюється в 900 млн. тон), в них відбувається ущільнення рихлих і слабо рихлих водопроникних порід, в десятки разів зменшуються коефіцієнти фільтрації, через що перебиваються шляхи міграції і перетікання підземних вод; відбувається «вितиснення» (випучування) пластичних порід (глини) з-під відвалів з утворенням віддалених горбів випирання і порушення первинного субгоризонтального залягання водовмісних порід та ін. Наслідком цих процесів є формування нового горизонту сильно мінералізованих і забруднених ґрунтових вод в четвертинних відкладеннях. Ці ґрунтові води під час повеней є одним з складових процесів підтоплення сільськогосподарських угідь і населених пунктів. В результаті порушення цілісності водотривів внутрішньовідвальної води набувають зв'язок з тріщинуватими породами докембрійського кристалічного фундаменту і можуть пересуватися по зонам розломів на багатокілометрові відстані, викликаючи розвиток ореолів забруднення в регіонах, не пов'язаних з гірничою промисловістю. З тектонікою пов'язано і розвиток небезпечних геологічних процесів, таких як обвали, зсуви, формування суфозійних і карстових воронки, а також підземних порожнин.

Зв'язок підйому ґрунтових та процесів підтоплення з відвалами гірських порід не настільки явні. Для встановлення цих зв'язків проведені теоретичне моделювання [50] експериментальні дослідження [60].

За їх результатами було встановлено, що потужність підстилаючих порід зменшується та відбувається пережимання водоносних горизонтів.

Для оцінки забруднення підземних вод хімічними сполуками відвальних порід у 2004 р. та у 2016 р. було проведено опробування трьох джерел на півдні Лівобережного відвалу, які вже мають власне русло і сталий характер (табл. 4.2, рис. 4.4). Для зіставлення хімічного складу підвідвальних джерел і внутрішньовідвальних фільтратів проведені експерименти з розчинення залізистих кварцитів у дистильованій воді.

Таблиця 4.2 – Зведена таблиця хімічного складу підвідвальних вод

		Джерела, мг/дм ³					
		№1		№2		№3	
		2004г.	2016г.	2004г.	2016г.	2004г.	2016г.
Аніони	HCO ₃	408,7	439	408,7	482	433,1	586
	Cl	1096	87,8	281,2	435,2	773,2	154,4
	SO ₄	2764	2665	3078	2691	3687	2730
	∑	4269	3192	3768	3608	4893	3470
Катіони	Ca	370,7	77,4	280,6	129,4	340,7	58,8
	Mg	626,2	131,3	614,1	125,9	778,2	121,1
	Na+K	590,8	458,9	340,2	528,1	593,1	598,7
	∑	1588	668	1235	783	1802	779
Жорсткість, мг-екв/дм ³		70,0		64,5		81,0	
Мінералізація, г/л		5,7	4,8	5,0	7,8	6,0	9,6

Примітка. Дані за 2004 рік запозичені з роботи [24]

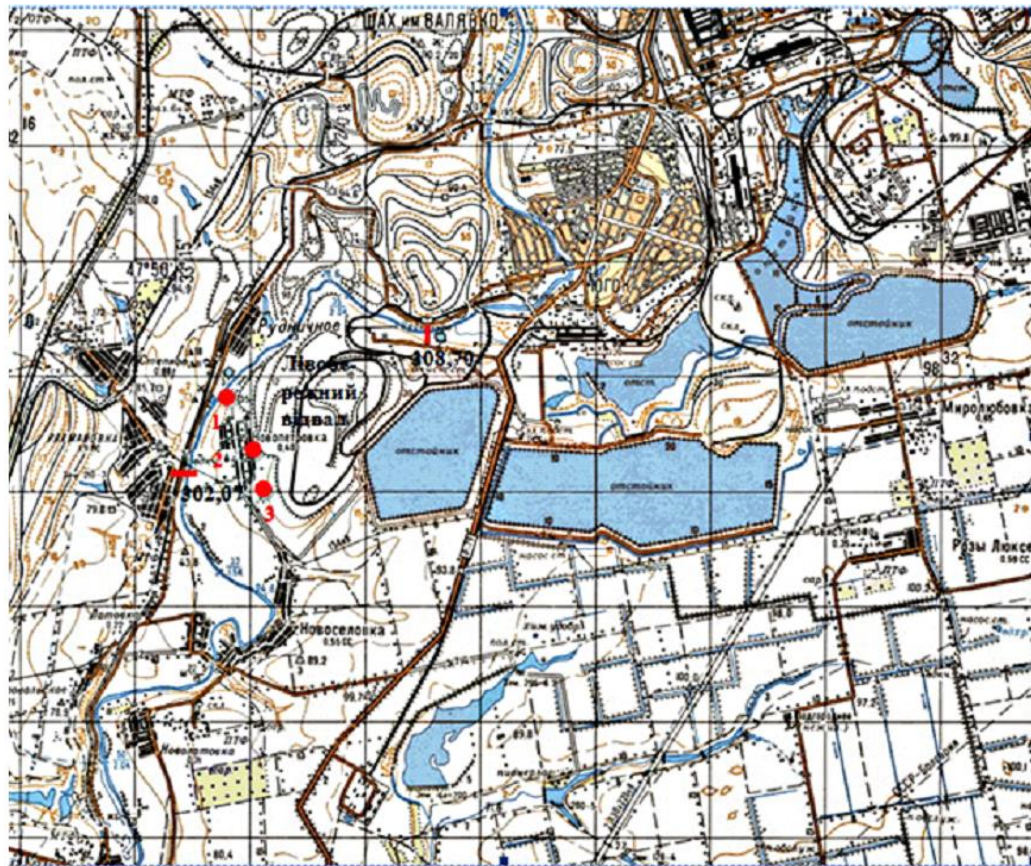
Русла вищезазначених джерел спрямовані так, що всі високомінералізовані води потрапляють безпосередньо до р. Інгулець.

У 2004 р. були проведені дослідження з визначення хімічного складу води з цих джерел [61]. Вода з джерела № 1 мала дуже солоний смак із відчутним гірким та в'язучим присмаком, її температура становила 4–8 °С, а загальна мінералізація – 5,7 г/дм³. Вода з джерела № 2 майже нічим не відрізнялась за органолептичними показниками від води з джерела № 1 та мала мінералізацію 5,0 г/дм³. Вода з джерела № 3 мала менш солоний смак та мінералізацію 6,0 г/дм³. Це дає змогу робити висновок про підвищений вміст хлоридів, натрію та калію.

У 2017 р. проведені повторні дослідження цих джерел і виявилось, що за цей час вода з цих джерел зазнала змін. Хімічний склад підвідвальних вод визначався у сертифікованій лабораторії Центру радіоекологічного моніторингу (ЦРЕМ) м. Жовті Води.

Вода з джерела № 1 втратила солоний смак, але в'язучий присмак лишився. Мінералізація води зменшилась до 4,8 г/дм³. Вода з джерела № 2 також втратила солоний смак, але показник мінералізації збільшився до 7,8 г/дм³. У воді з джерела № 3 спостерігається збільшення мінералізації до 9,6 г/дм³. Ці

результати свідчать про те, що за 12 років у ґрунтових водах четвертинного горизонту відбулись зміни хімічного складу, але це пов'язано не лише з фільтруванням атмосферних опадів через тіло відвалу (табл. 4.2).



- Умовні позначення
- 3 ● – відбір проб води з джерел, їх номер;
 - 302,07 — – кілометри по руслу річки (від гирла)

Рисунок 4.4 – Місцерозташування Лівобережного відвалу

Результати досліджень показали, що розчинення залізистих кварцитів під дією атмосферних опадів відбувається дуже активно. Якщо врахувати масу відвалу, то можна стверджувати, що забруднення прилеглих до відвалу територій розчинними речовинами з відвальних порід має бути значним. Лівобережний відвал є потужним джерелом забруднення ґрунтів та підземних вод. З нього виноситься велика кількість механічних часток та розчинних речовин, серед яких присутні і вкрай небезпечні. Незважаючи на те, що порівняно з результатами хімічних аналізів 2004 р. якість води дещо змінилась у кращий бік, забруднення води до теперішнього часу залишається відчутним. Із поверхневих вод розчинені речовини потрапляють у головну річку регіону – Інгулець, тим самим погіршуючи її екологічний стан. Так, на ділянці річки Інгулець, що майже омиває з півночі та північного заходу відвал, сольовий стік збільшується на 45,06 т/добу (табл. 4.3, рис. 4.5). Основним джерелом забруднення може бути лише Лівобережний відвал.

Таблиця 4.3 – Визначення прихованого притоку

Створи				Врахований приток		Неврахований приток		Можливі основні джерела забруднення
№	Довжина ділянки р. Інгулець, км	Витрата, л/с	Сольовий стік, кг/доб	Витрата, л/с	Сольовий стік, кг/доб	Витрата, л/с	Сольовий стік, кг/доб	
III – I	2,87	790	268,34	653,22	199,75	136,79	68,59	господарсько-побутові стоки мкр. ПдГЗК, ставок-накопичувач в б. Грушевата, хвостосховище «Об'єднане»
IV – III	6,63	135	59,02	18,03	13,96	116,98	45,06	Лівобережний відвал з хвостосховищем «Войково», господарсько-побутові стоки напівзруйнованого с. Новопетрівка
V – IV	6,04	150	188,12	20	14,57	130	173,55	Лівобережний відвал з хвостосховищем «Войково», хвостосховище «Об'єднане», господарсько-побутові стоки сел Рахманівка, Новоселівка, Латівка, б. Свистунова

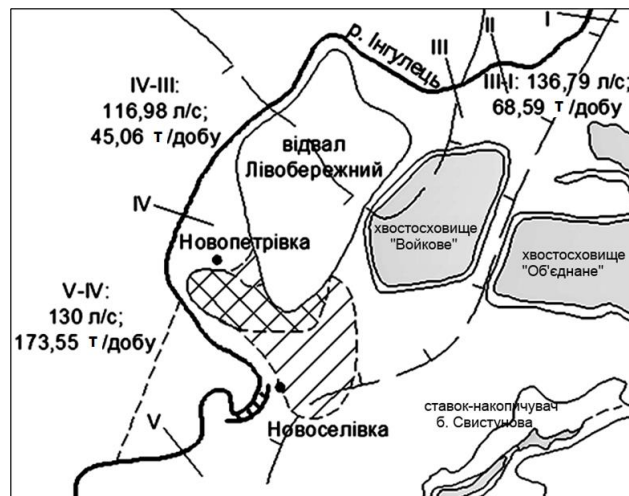


Рисунок 4.5 – Ділянка спостережень за якістю води р. Інгулець між створами I мікрорайону ПдГЗК – V с. Новоселівка

У першому експерименті використовувався зразок залістого кварциту, який був подрібнений на шматочки від 22 до 60 мм у діаметрі. Роздрібнений зразок був зважений на електронних вагах, його маса становила 365,57 г. Кварцит був поміщений у порцелянову чашку, залитий 200 мл дистильованої води так, щоб він був покритий шаром води. Чашку зверху накрили файлом для того, щоб запобігти потраплянню повітря та випаровування води з неї. У такому стані залістий кварцит стояли близько 1,5 року.

У другому експерименті залістий кварцит також був подрібнений на

дрібні шматки та поміщений у скляну банку, залитий довільною кількістю дистильованої води. У процесі експерименту було виявлено розчинення залізистих кварцитів у воді та утворення осаду на стінках скляної банки.

У першому випадку, коли кварцити були залиті 200 мл дистилляту, спостерігалась поява плівки, яка покрила пробу, на самих залізистих кварцитах спостерігалась поява нальоту білого кольору, а на стінках та на дні порцелянової чаші з'явився осад темного кольору.

У другому випадку відбулись у воді утворились ниткоподібні субстанції мутносірого кольору гелю кремнієвої кислоти SiO_2 (див. рис. 2.3). Із часом вони зникли, а вода втратила прозорість і набула мутності (див. рис. 2.4). Наявність кремнегелю підтверджена рентгеноструктурним аналізом (рис. 4.5).

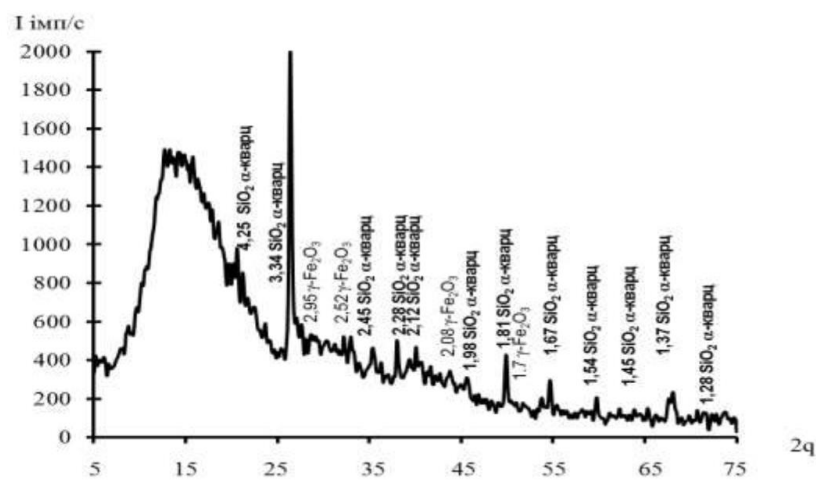


Рисунок 4.5 – Рентгеновська дифрактограма зразка фільтрату, вміщуючого гелю кремнієвої кислоти SiO_2

Дослідження вмісту гідрокарбонат-аніону, аніон-хлору, сульфат-аніону, калію та магнію виконувались у ДВНЗ «Український хіміко-технологічний університет». У лабораторії ЦРЕМ були виконані дослідження на виявлення вмісту у підвідвальних водах гідрокарбонат-аніону, сульфат-аніону, аніон-хлориду, натрію, калію, кальцію, магнію.

У результаті проведення досліджень та хімічних аналізів можна з впевненістю сказати, що у Лівобережному відвалі ПдГЗК відбуваються процеси розчинення залізистих кварцитів. Далі розчинені речовини разом з атмосферними опадами просочуються через тіло відвалу і потрапляють в основу відвалу, звідки надходять у підземні води та змінюють їх гідрохімічний склад.

Після завершення експерименту з настоюванням водні витяжки з кварцитів злили у мірну колбу та дослідили їх за фізико-хімічними параметрами. Об'єм витяжки з першого досліді – $0,1815 \text{ дм}^3$, з другого – $0,362 \text{ дм}^3$.

Для отримання розчинів був вивчений їх хімічний склад та мінералізація, а також зміни, що відбулись зі шматками залізистих кварцитів при їх розчиненні у дистилляті (табл. 4.4).

Таблиця 4.4 – Результати експериментів з розчинення залізистих кварцитів у дистильованій воді

Показник	Проба № 1	Проба № 2
Об'єм витяжки, дм ³	0,1815	0,3620
Вміст зважених речовин, г/дм ³	8,32	0,53
Вміст сухого залишку, г/дм ³	0,4	0,3
Вміст іонів-хлориду, г/дм ³	0,341	0,355
Вміст гідрокарбонат-аніонів, мг/дм ³	Не визначався	24
Вміст іонів-кальцію, мг/дм ³	Не визначався	8
Вміст іонів-магнію, мг/дм ³	Не визначався	7,29
Вміст сульфат-аніонів, мг/дм ³	Не визначався	35

Значну різницю у кількості зважених речовин можна пояснити тим, що з проби № 2 був відібраний розчин для рентгеноструктурного аналізу, а потім для відновлення об'єму додана дистильована вода, і експеримент продовжувався ще близько півроку. Однак, незважаючи на це, результати свідчать про те, що відбувається руйнування залізистих кварцитів.

4.4 Шляхи попередження забруднення підземних вод хімічними сполуками відвальних порід

Про розвиток процесів підтоплення також свідчить утворення нового джерела, русло якого затоплює місцеву дорогу (рис. 4.6).



Рисунок 4.6 – Витік джерела у підніжжя нового уступу на півдні відвалу

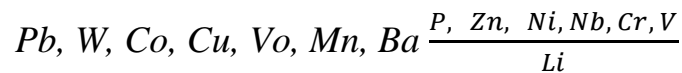
Як відомо, внаслідок складування відходів гірничодобувної промисловості на півдні м. Кривий Ріг знищено с. Новопетрівка. На сьогоднішній день стрімко погіршується стан територій с. Новоселівка, де вже користуються виключно питною водою, що привозиться. В результаті фільтрації забруднених вод з тіла об'єктів гірничодобувної промисловості відбувається забруднення

підземних вод, а через тиск від маси складованих відходів відбувається перерозподіл водних ресурсів на прилеглих територіях.

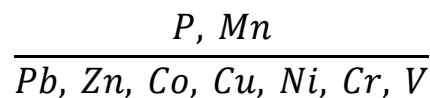
Вода з водоносного горизонту рахунок різкого зниження його пористості фільтрується в леси, суглинки, глини на прилеглих територіях, обводнюючи їх. За рахунок обводнення червоно-бурих глин починають формуватися зсуви. По периферії відвалу з'являються високомінералізовані джерела, що за складом відповідають сланцям, що складаються у відвалах, і залізистим кварцитам.

Підземні води, виходячи поверхню, забруднюють ґрунти.

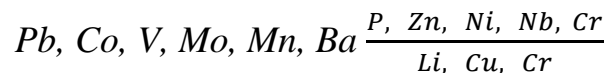
Геохімічна формула порід хвостосховища «Об'єднане»:



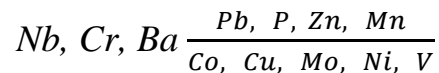
Геохімічна формула порід хвостосховища «Войкове»



Геохімічна формула Лівобережного відвалу



Геохімічна формула донних відкладень



У донних відкладеннях спостерігається весь спектр хімічних елементів, який притаманний об'єктам гірничодобувної промисловості, що розташовані на прилеглий водозбірній території.

У кількісному відношенні середні концентрації хімічних елементів у донних відкладеннях р. Інгулець наближаються до значень порід відвалу та хвостосховища «Об'єднане».

У вапняках, що карстуються, за рахунок високомінералізованих розчинів зростає швидкість карстування, що перевищує природні показники в 4 рази.

Зона карстових порід на сході досягла хвостосховища «Об'єднане» і є небезпекою для подальшого складування хвостів.

Таким чином, фізико-механічні властивості, особливо ґрунтів штучних насипів – протифільтраційних екранів, зазнають значних змін: зменшуються потужність ґрунтових шарів, коефіцієнт пористості, а отже і коефіцієнт фільтрації.

Пропонується послабити процеси деформації основи відвалів з метою уникнення розвитку розривних порушень у протифільтраційному екрані, підтоплення і забруднення підземних вод на прилеглих територіях завдяки попередньому осушенню основи відвалу за допомогою улаштування дренажних

траншей глибиною не менше за 1,0 м та комплексного контурного дренажу для збору стоку під час підготовки основи і при подальшій експлуатації відвалу (рис. 4.7). Після підготовки основи відвалу мережа взаємоперпендикулярних дренажних каналів в земляному руслі засипається піщаним ґрунтом. Поверх піщаної подушки, яка укладена по всій площі завтовшки від 1,0 м, пропонується передбачити протифільтраційний екран зі зв'язних порід, а саме – важкого суглинку або глини. Улаштування дренажу в підвалині відвалу попередить розвиток деформації течії ґрунтової товщі. Таким чином, осадка основи відвалу відбудеться, основним чином, на початку його експлуатації, попередяться процеси підтоплення і, як наслідок, забруднення підземних вод.

Переглянути критерії визначення класу небезпеки відходів гірничорудної промисловості у екологічній частині податкового кодексу України.

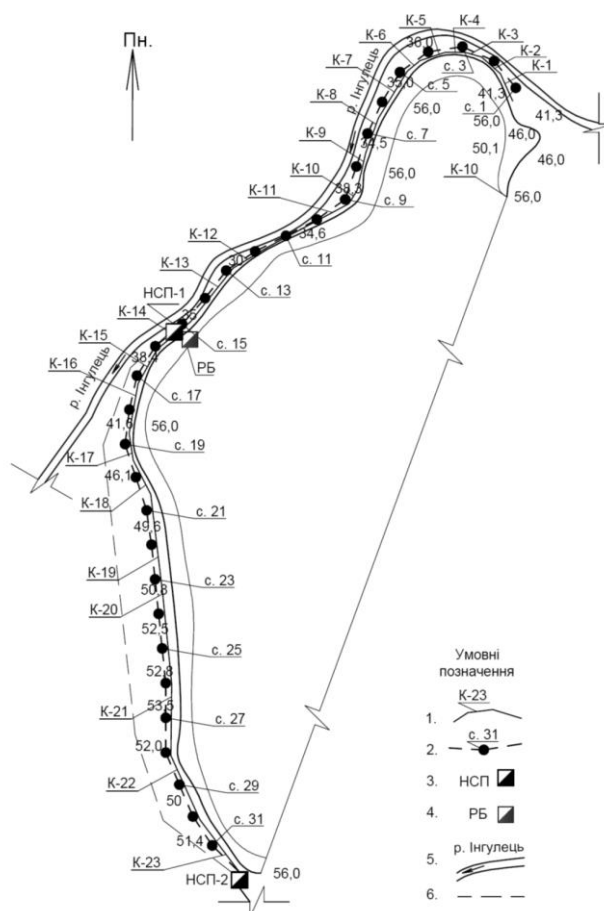


Рисунок 4.7 – Схема розташування проектної мережі гідрохімічного моніторингу навколо Лівобережного відвалу:

1 – дренажний канал; 2 – спостережна свердловина; 3 – насосна станція; 4 – регулюючий басейн; 5 – річка із зазначенням напрямку течії; 6 – трубопровід

РОЗДІЛ 5

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ

5.1 Аналіз динаміки зміни якості води р. Інгулець

Огляд літератури щодо проблеми інтенсивного забруднення басейну р. Інгулець показав значний внесок підприємств гірничорудної промисловості та їх супутніх об'єктів – хвостосховищ, ставків накопичувачів, відвалів, в деградацію водних ресурсів. Так, якість вод р. Інгулець погіршується вниз за течією: у верхньому створі Карачунівське водосховище середньорічна величина сухого залишку змінюється в діапазоні 970÷1353 мг/дм³, а перевищення нормативу сягає 1,35 разів відповідно; у нижньому створі с. Андріївка – 2630÷7566 мг/дм³ і 2,63÷7,57 рази відповідно (табл. 5.1-5.3, рис. 5.1) [46, 62].

Таблиця 5.1 – Середньорічні концентрації забруднюючих речовин р. Інгулець за період 2000-2005 рр. за даними [62-63]

Показники	ГДК	Одиниці виміру	Рік спостереження											
			2000		2001		2002		2003		2004		2005	
			X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН
Карачунівське водосховище. м. Кривий Ріг*														
Сухий залишок	1000	мг/дм ³	1274	1,27	1496	1,5	1228	1,23	1124	1,12	1096	1,1	1285	1,29
Сульфат-іони	500	мг/дм ³	521	1,04	586	1,17	532	1,06	446		429		519	1,04
Хлорид-іони	350	мг/дм ³	150		161		161		126		124		144	
Амоній-іони	2	мг/дм ³	0,2		0,1						0,1		0,14	
Залізо загальне	0,3	мг/дм ³	0,2		0,3	1				1	0,04		0,1	
ХСК	15	мг•О ₂ /дм ³	26,9	1,79	30,5	2,03	30,2	2,01	38	2,53	31	2,07	28,3	1,89
БСК-5	2,3	мг•О ₂ /дм ³	3,1	1,35	3,1	1,35	4	1,74	4,6	2	1,5		2,2	
Кольоровість	35	мг•екв/дм ³	28		32		34		31		24		36	1,03
Жорсткість	7	мг/дм ³											10,6	1,51
с. Андріївка**														
Сухий залишок	1000	мг/дм ³	3300	3,3	4473	4,47	4046	4,05	2931	2,93	2800	2,8	3322	3,32
Сульфат-іони	500	мг/дм ³	754	1,51	761	1,52	729	1,46	656	1,31	812	1,62	1062	2,12
Хлорид-іони	350	мг/дм ³	1200	3,43	1604	4,58	1666	4,76	981	2,8	817	2,33	264	
Амоній-іони	2	мг/дм ³	0,3		0,4		0,4		0,57		0,34		0,31	
Залізо загальне	0,3	мг/дм ³	0,3	1	0,4	1,33	0,3	1	0,5	1,67	0,11		0,15	
ХСК	30	мг•О ₂ /дм ³	41,5	1,38	24		-		52,5	1,75	58,4	1,95	61,2	2,04
БСК-5	6	мг•О ₂ /дм ³	5,3		5,2		5,1		5,9		5,6		5,1	
Кольоровість	35	мг•екв/дм ³	46	1,31	47	1,34	39	1,11	45	1,29	46	1,31	47	1,34
Жорсткість	7	мг/дм ³											20,4	2,91

Примітки:

1. X_{ср} – середньорічні концентрації
2. ПН – перевищення нормативу, рази
3. *СанПиН 4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения (для пунктов господарсько-питного водопостачання) [18].
4. **СанПиН 4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения (для пунктов культурно-побутового водопостачання) [18].

Таблиця 5.2 – Середньорічні концентрації забруднюючих речовин р. Інгулець за період 2006-2011 рр. за даними [62-63]

Показники	ГДК	Одиниці ви-міру	Рік спостереження											
			2006		2007		2008		2009		2010		2011	
			X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН
Карачунівське водосховище. м. Кривий Ріг*														
Сухий залишок	1000	мг/дм ³	1227	1,23	1299	1,3	1330	1,33	1353	1,35	1139	1,14	1157	1,16
Сульфат-іони	500	мг/дм ³	460		530	1,06	572	1,14	576	1,15	492		468	
Хлорид-іони	350	мг/дм ³	151		150		135		152		117		123	
Амоній-іони	2	мг/дм ³	0,27		0,2		0,21		0,37		0,3		0,27	
Залізо загальне	0,3	мг/дм ³	0,11		0,06		0,06		0,08		0,05		0,06	
ХСК	15	мг•О ₂ /дм ³	24,5	1,63	30,9	2,06	29,7	1,98	29,3	1,95	30,4	2,03	28,5	1,9
БСК-5	2,3	мг•О ₂ /дм ³	2,6	1,13	2,4	1,04	1,9		1,7		4,5	1,96	3,2	1,39
Кольоровість	35	мг•екв/дм ³	36	1,03	30		22							
Жорсткість	7	мг/дм ³	10,7	1,53	10,9	1,56	10,5	1,5	10,9	1,56	8,9	1,27	9,6	1,37
с. Андріївка**														
Сухий залишок	1000	мг/дм ³	2986	2,99	2652	2,65	3347	3,35	Контроль не проводи-вся		3061	3,06	2821	2,82
Сульфат-іони	500	мг/дм ³	775	1,55	771	1,54	765	1,53			884	1,77	755	1,51
Хлорид-іони	350	мг/дм ³	940	2,69	956	2,73	1132	3,23			920	2,63	860	2,46
Амоній-іони	2	мг/дм ³	0,56		0,45		0,31				0,33		0,3	
Залізо загальне	0,3	мг/дм ³	0,29		0,23		0,1				0,06		0,08	
ХСК	30	мг•О ₂ /дм ³	50,9	1,7	49,6	1,65	48,4	1,61			47,7	1,59	36,3	1,21
БСК-5	6	мг•О ₂ /дм ³	6	1	6,3	1,05	4,6				7,5	1,25	5,7	
Кольоровість	35	мг•екв/дм ³	52	1,49	47	1,34	34							
Жорсткість	7	мг/дм ³	18,9	2,7	19,7	2,81	19	2,71			19,4	2,77	20,2	2,89

Примітки: див. табл. 5.1

Таблиця 5.3 – Середньорічні концентрації забруднюючих речовин р. Інгулець за період 2012-2016 рр. за даними [52-53]

Показники	ГДК	Одиниці ви-міру	Рік спостереження									
			2012		2013		2014		2015		2016***	
			X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН	X _{ср}	ПН
Карачунівське водосховище. м. Кривий Ріг*												
Сухий залишок	1000	мг/дм ³	1076	1,08	1012	1,01	970	0,97	996	1	1003	1,003
Сульфат-іони	500	мг/дм ³	430,1		407,9		379,2		395,7		407	
Хлорид-іони	350	мг/дм ³	117,5		114		108		109,6		105	
Амоній-іони	2	мг/дм ³	0,33		0,31		0,29		0,28		0,26	
Залізо загальне	0,3	мг/дм ³	0,05		0,06		0,12		0,11		0,05	
ХСК	15	мг•О ₂ /дм ³	30,7	2,05	37,2	2,48	34,1	2,27	31,6	2,11	18	1,2
БСК-5	2,3	мг•О ₂ /дм ³	3,1	1,35	2,8	1,22	3	1,3	3,3	1,43	2,4	1,04
Жорсткість	7	мг/дм ³	8,9	1,27	8,7	1,24	8,6	1,23	8,6	1,23		
с. Андріївка**												
Сухий залишок	1000	мг/дм ³	2630	2,63	2954	2,95	3017	3,02	2697	2,7	2761	2,76
Сульфат-іони	500	мг/дм ³	696,2	1,39	666,6	1,33	575,7	1,15	629,4	1,26	620,5	1,24
Хлорид-іони	350	мг/дм ³	794,9	2,27	992,4	2,84	1086,9	3,11	815,9	2,33	964	2,75
Амоній-іони	2	мг/дм ³	0,39		0,4		0,3		0,34		0,26	
Залізо загальне	0,3	мг/дм ³	0,1		0,15		0,16		0,18		0,18	
ХСК	30	мг•О ₂ /дм ³	44	1,47	47,5	1,58	52,5	1,75	33,9	1,13	32,3	1,08
БСК-5	6	мг•О ₂ /дм ³	4,9		4,4		5,4		4,5		3,8	
Кольоровість	35	мг•екв/дм ³									8	
Жорсткість	7	мг/дм ³	16,9	2,41	17,7	2,53	16,7	2,39	16,6	2,37	16,6	2,37

Примітки: див. табл. 5.1



Рисунок 5.1 – Вміст сухого залишку у р. Інгулець біля посту с. Андріївка за період 2000-2015 за даними [62-63]

Аналіз даних рис. 5.1 і табл. 5.1-5.3 показав, що мінералізація р. Інгулець підвищується за рахунок впливу високомінералізованих фільтраційних вод хвостосховищ Південного гірничо-збагачувального комбінату (ГЗК), Інгулецького ГЗК, Центрального ГЗК та інших об'єктів гірничорудної промисловості, які розташовані уздовж річки.

На протязі 10 років спостереження якість води незадовільна у контрольному створі р. Інгулець в с. Андріївка, розташованому нижче всіх скидів зворотних вод підприємствами. Забрудненість води простежується за показниками органічного та мінерального забруднення. Значне зменшення вмісту сухого залишку, сульфат-іонів, хлорид-іонів у воді біля створу с. Андріївка з травня по серпень пояснюється позитивним впливом промивки р. Інгулець дніпровською водою.

Наведені вище середньорічні дані свідчать не лише про погіршення якості води вниз за течією на ділянці р. Інгулець, яка проходить крізь території з розвиненою гірничодобувною промисловістю, але й про великий діапазон варіації показників у часі. Розглянемо детальніше динаміку зміни якості поверхневих вод за даними чотирьох створів продовж 2013-2015 рр. (див. рис. 1.1, табл. 5.4-5.5, рис. 5.2-5.7) [62-63].

Таблиця 5.4 – Розташування постів спостереження по руслу р. Інгулець [62-63]

№	Назва створу	Відстань від гирла, км
П1	500 м нижче впадіння р. Жовта	373
П2	Карачунівське водосховище (вдсх.)	336
П3	вище впадіння балки Грушеватой	301
П4	с. Андріївка	269

Таблиця 5.5 – Дати відбору проб води у чотирьох створах р. Інгулець [62-63]

№	П1	П2	П3	П4
1	19.02.2013	22.01.2013	22.01.2013	22.01.2013
2	09.04.2013	21.05.2013	21.05.2013	21.05.2013
3	23.07.2013	09.07.2013	09.07.2013	09.07.2013
4	08.10.2013	19.11.2013	19.11.2013	19.11.2013
5	18.02.2014	12.02.2014	12.02.2014	12.02.2014
6	23.04.2014	08.04.2014	08.04.2014	08.04.2014
7	15.07.2014	08.07.2014	08.07.2014	08.07.2014
8	20.10.2014	11.11.2014	11.11.2014	11.11.2014
9	18.02.2015	03.02.2015	03.02.2015	03.02.2015
10	28.04.2015	15.04.2015	15.04.2015	15.04.2015
11	14.07.2015	01.07.2015	01.07.2015	01.07.2015
12	28.10.2015	24.11.2015	24.11.2015	24.11.2015

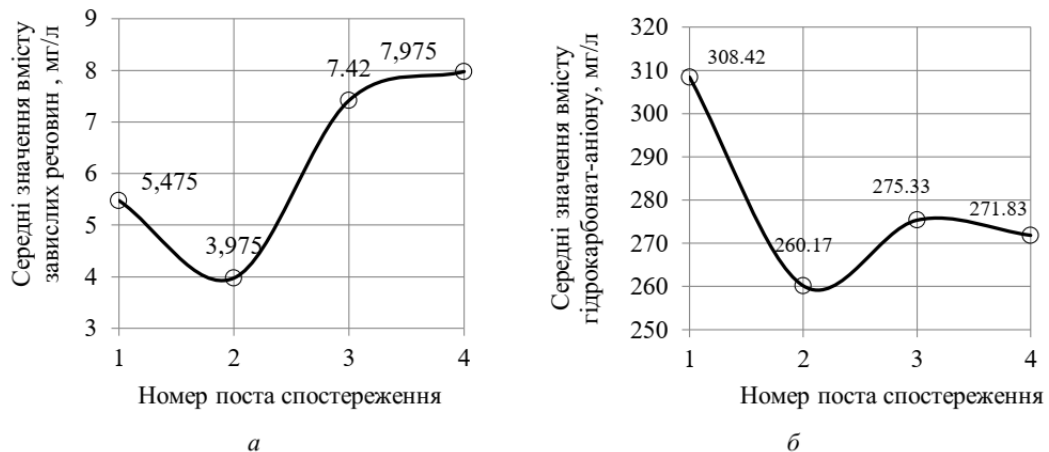


Рисунок 5.2 – Динаміка зміни середніх значень якості води за вмістом завислих речовин (а) і гідрокарбонат-аніонів (б) за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4

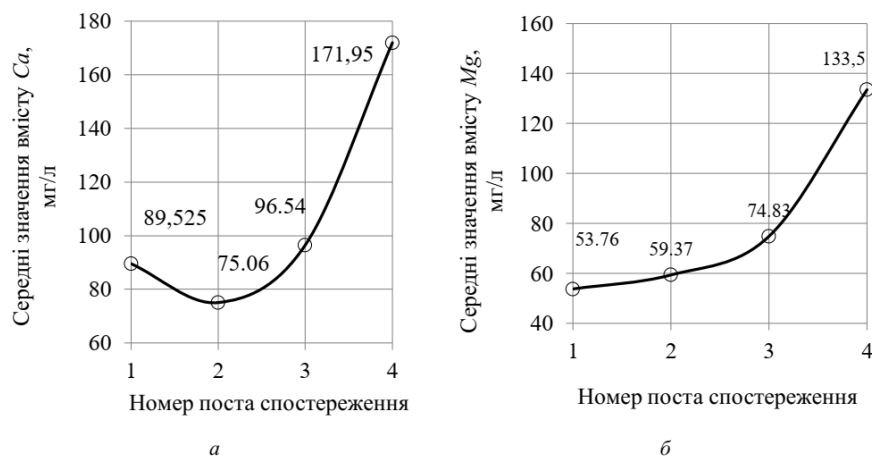


Рисунок 5.3 – Динаміка зміни середніх значень якості води за вмістом катіонів кальцію (а) і магнію (б) за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4

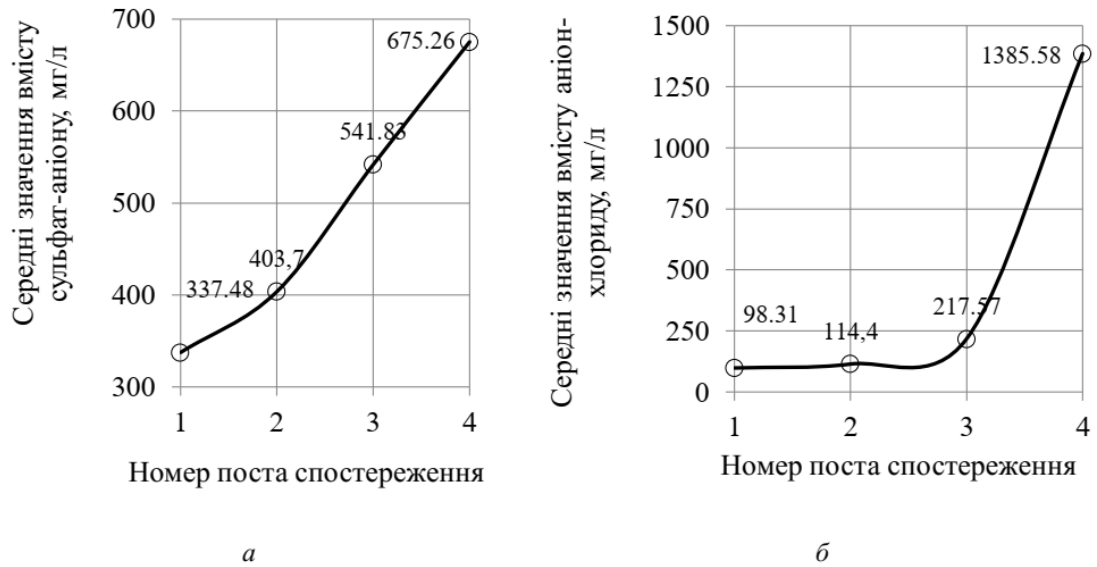


Рисунок 5.4 – Динаміка зміни середніх значень якості води за вмістом аніонів сульфатів (а) і хлоридів (б) за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4

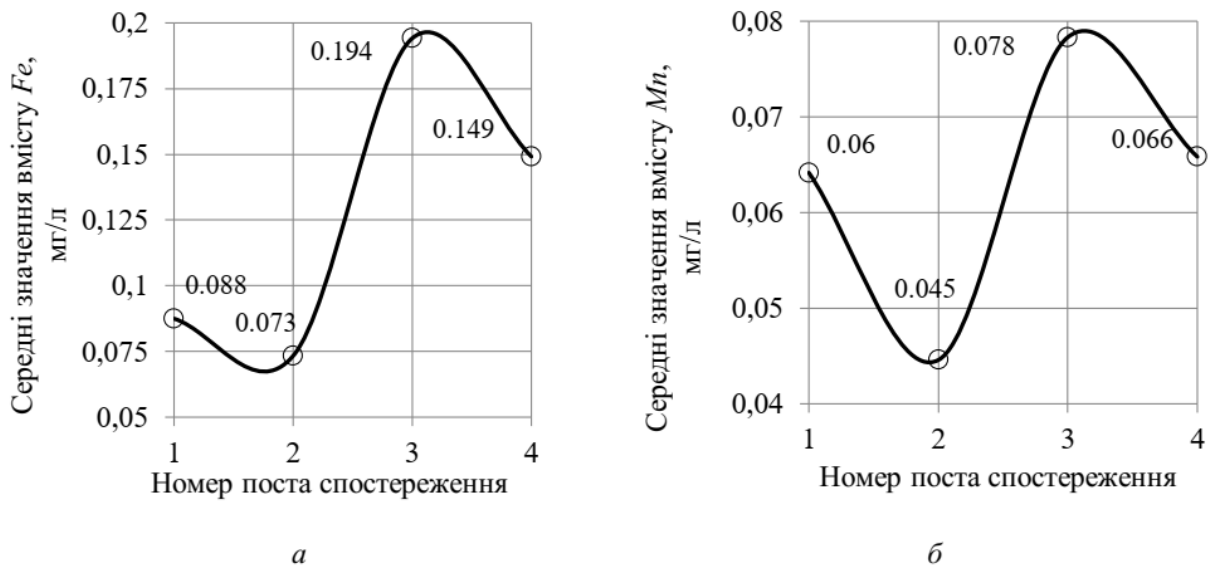


Рисунок 5.5 – Динаміка зміни середніх значень якості води за вмістом катіонів заліза (а) і марганцю (б) за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4

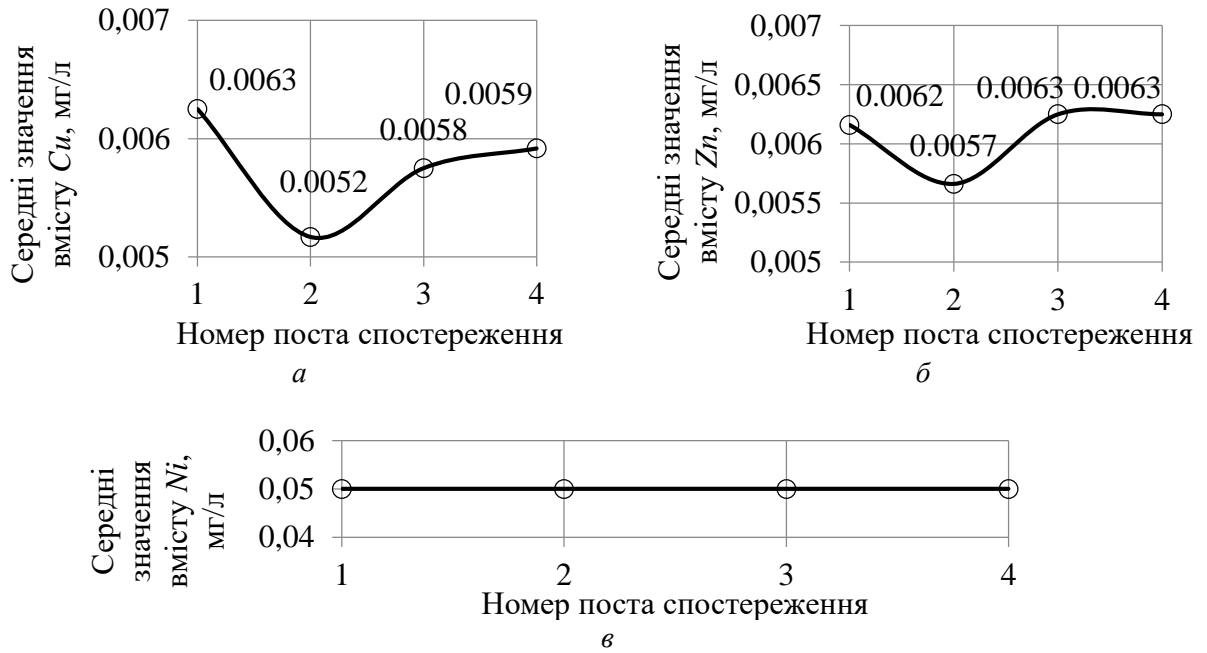


Рисунок 5.6 – Динаміка зміни середніх значень якості води за вмістом катіонів міді (а), цинку (б) і нікелю (в) за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4

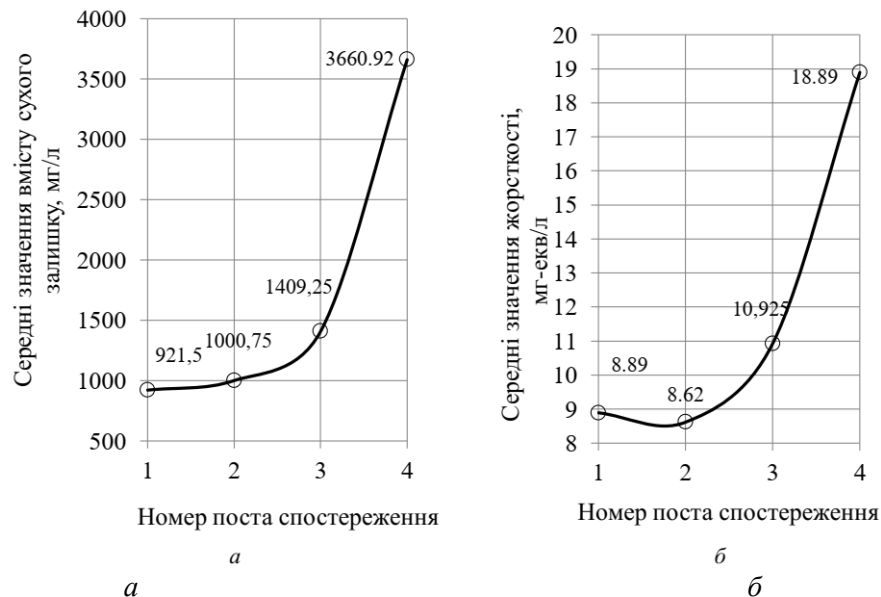


Рисунок 5.7 – Динаміка зміни середніх значень якості води за вмістом сухого залишку (а) і жорсткістю (б) за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4

За наведеними вище графіками видно, що відбувається розбавлення концентрації забруднювачів у водах р. Інгулець за рахунок змішування її з прісними водами Карачунівського водосховища (рис. 5.2-5.7).

Далі вниз за течією річки на відріжку між створами Карачунівське водосховище і вище впадіння б. Грушевата, довжиною 35 км, відбувається суттєве погіршення якості вод: наприклад, середні концентрації вмісту сухого залишку підвищуються у 1,87 рази.

Деградація поверхневих вод між двома створами, а саме греблі Карачунівського водосховища і вище впадіння б. Грушеватой, обумовлена впливами, по-перше, від об'єктів гірничорудних підприємств, по-друге, господарсько-побутовими стоками м. Кривий Ріг (рис. 5.8-5.14).

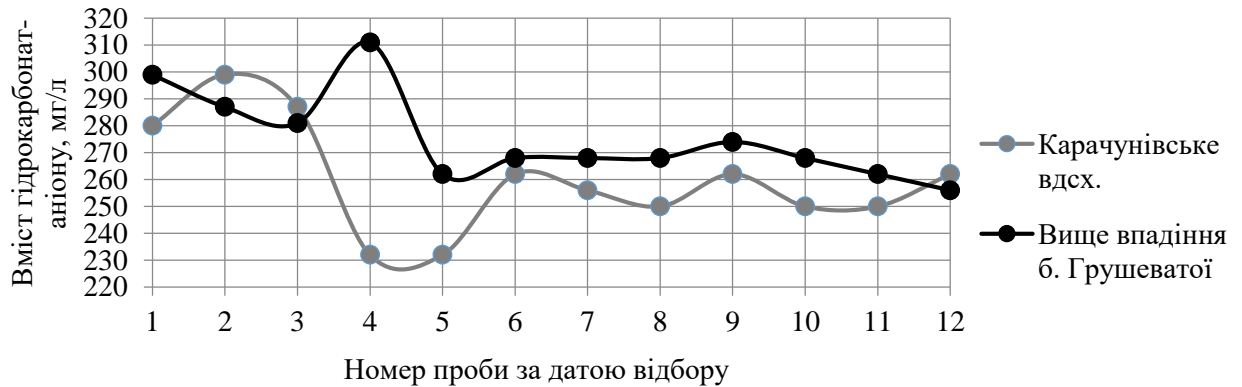


Рисунок 5.8 – Динаміка зміни якості води за вмістом гідрокарбонат-аніонів за двома постами на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

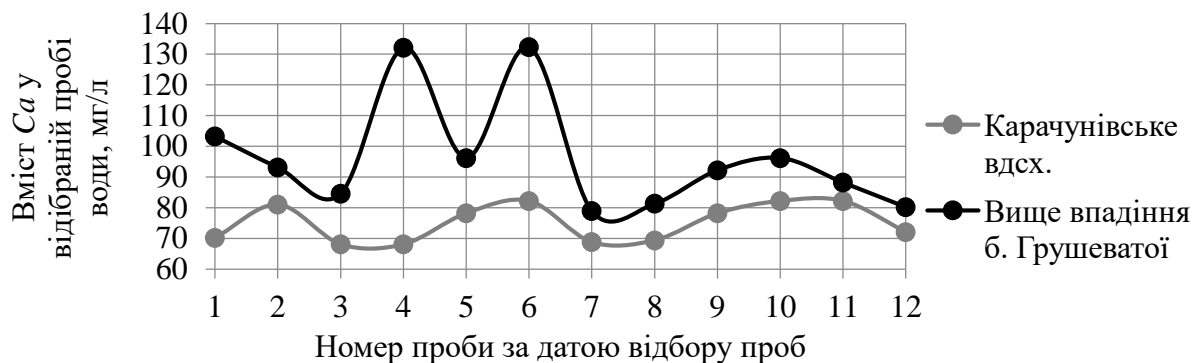


Рисунок 5.9 – Динаміка зміни якості води за вмістом катіонів кальцію за двома постами на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

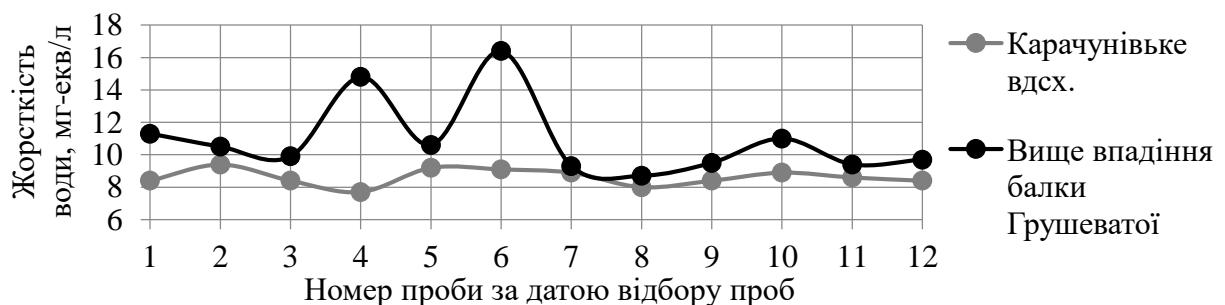


Рисунок 5.10 – Динаміка зміни жорсткості води за двома постами на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

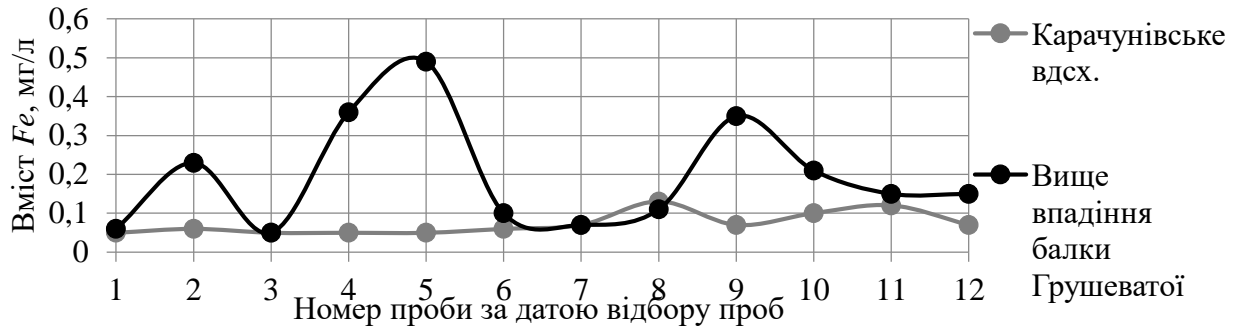


Рисунок 5.11 – Динаміка зміни якості води за вмістом катіонів заліза за двома постами на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

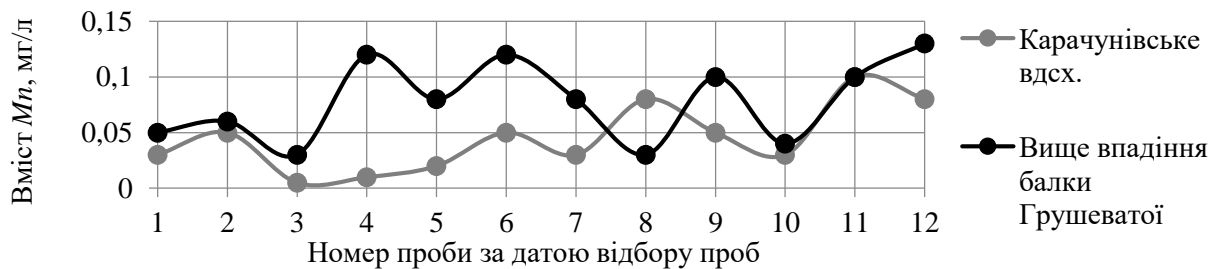


Рисунок 5.12 – Динаміка зміни якості води за вмістом катіонів марганцю за двома постами на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

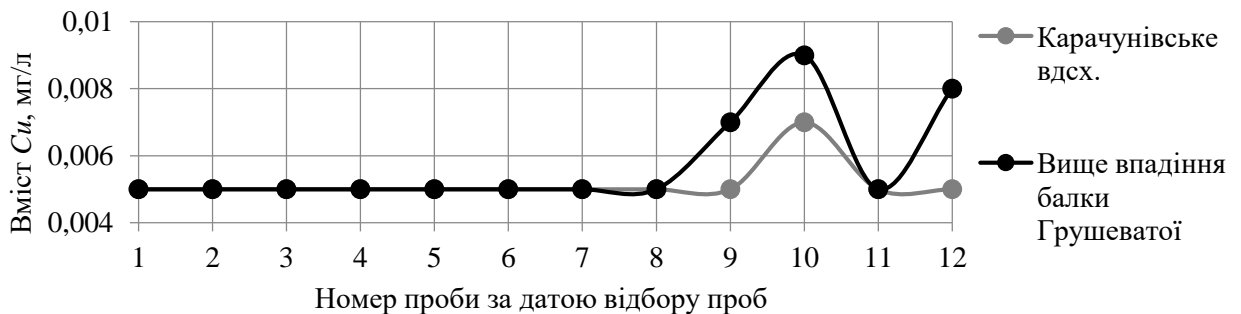


Рисунок 5.13 – Динаміка зміни якості води за вмістом катіонів міді за двома постами на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

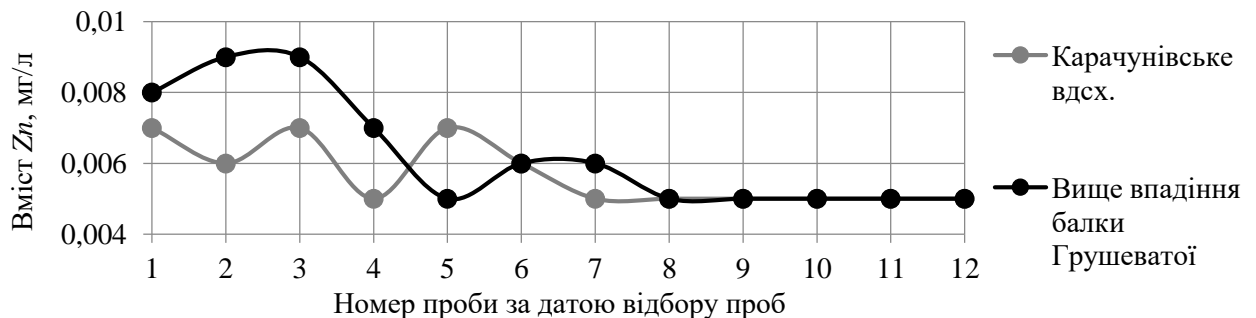


Рисунок 5.14 – Динаміка зміни якості води за вмістом катіонів цинку за двома постами на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

За результатами співставлення даних хімічних аналізів (рис. 5.8-5.14), можна зробити висновок, що відбувається значне погіршення якості води р. Інгулець за всіма показниками окрім нікелю в межах м. Кривий Ріг, до створу вище впадіння б. Грушеватой. Максимальні екстремуми графіків (рис. 5.8-5.14) зафіксовані за наступними періодами часу (табл. 5.5):

- 19.11.2013 р. за вмістом гідрокарбонат-аніонів (рис. 5.8);
- 19.11.2013 р. і 08.04.2014 р. за вмістом катіонів кальцію (рис. 5.9);
- 19.11.2013 р. і 08.04.2014 р. за жорсткістю води (рис. 5.10);
- 21.05.2013 р., 19.11.2013 р. – 12.02.2014 р. і 03.02.2015 р. – 15.04.2015 р. за вмістом катіонів заліза (рис. 5.11);
- 21.05.2013 р., 19.11.2013 р. – 12.02.2014 р., 08.04 – 08.07.2014 р., 03.02.2015 р. і 01.07 – 24.11.2015 р. за вмістом катіонів марганцю (рис. 5.12);
- 03.02 – 15.04.2015 р. і 24.11.2015 р. за вмістом катіонів міді (рис. 5.13);
- 21.05 – 19.11.2013 р. і 08.04 – 08.07.2014 р. за вмістом катіонів міді (рис. 5.14).

Таким чином, піки наведених вище кривих, як правило, співпадають з скидами зворотних вод підприємствами гірничорудної промисловості у річку згідно регламенту проведення промивки русла р. Інгулець.

Об'єкти гірничорудної промисловості, які є постійнодіючими факторами забруднення поверхневих вод, зосереджені на півдні м. Кривого Рогу. Розглянемо вплив техногенного навантаження на басейн річки середньої і нижньої течії за даними чотирьох створів (рис. 5.15-5.18).

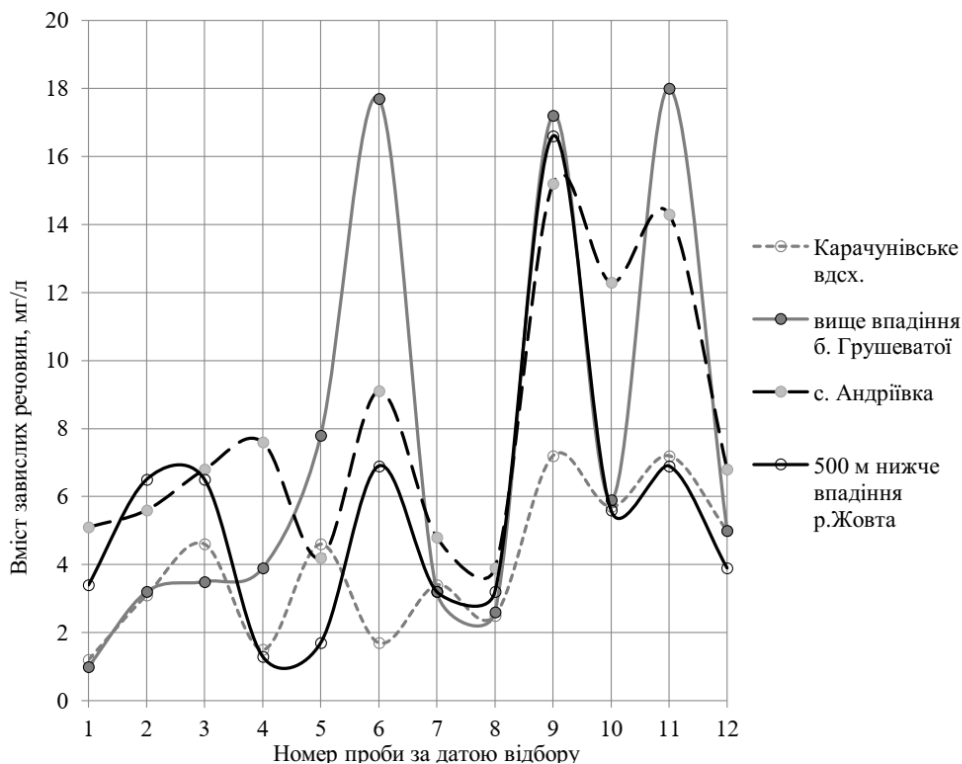


Рисунок 5.15 – Динаміка зміни якості води за вмістом завислих речовин за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 3.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

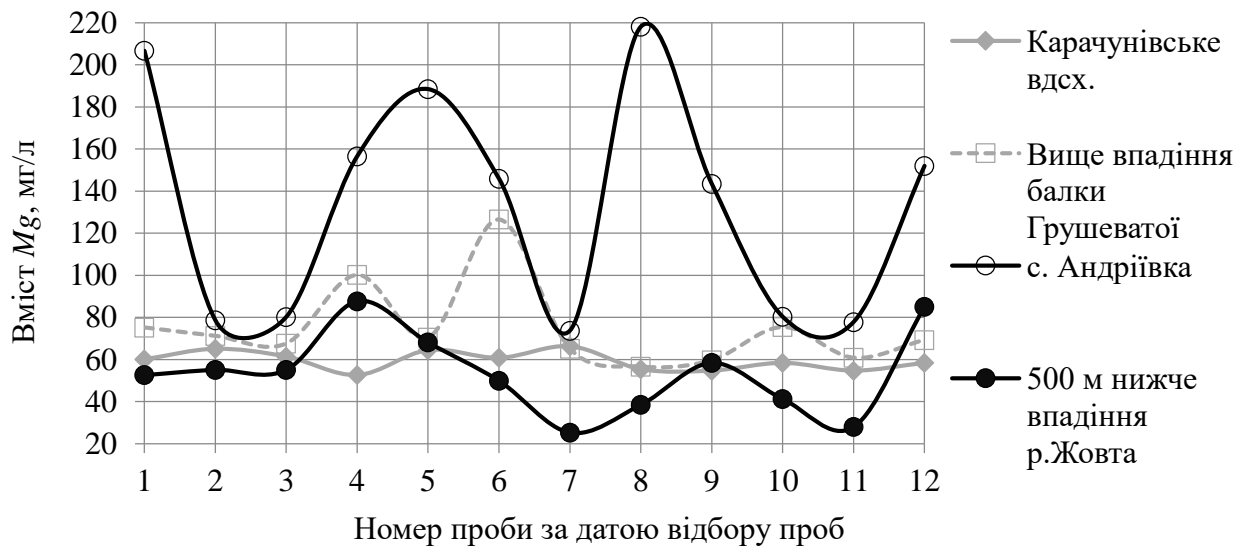


Рисунок 5.16 – Динаміка зміни якості води за вмістом магнію за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

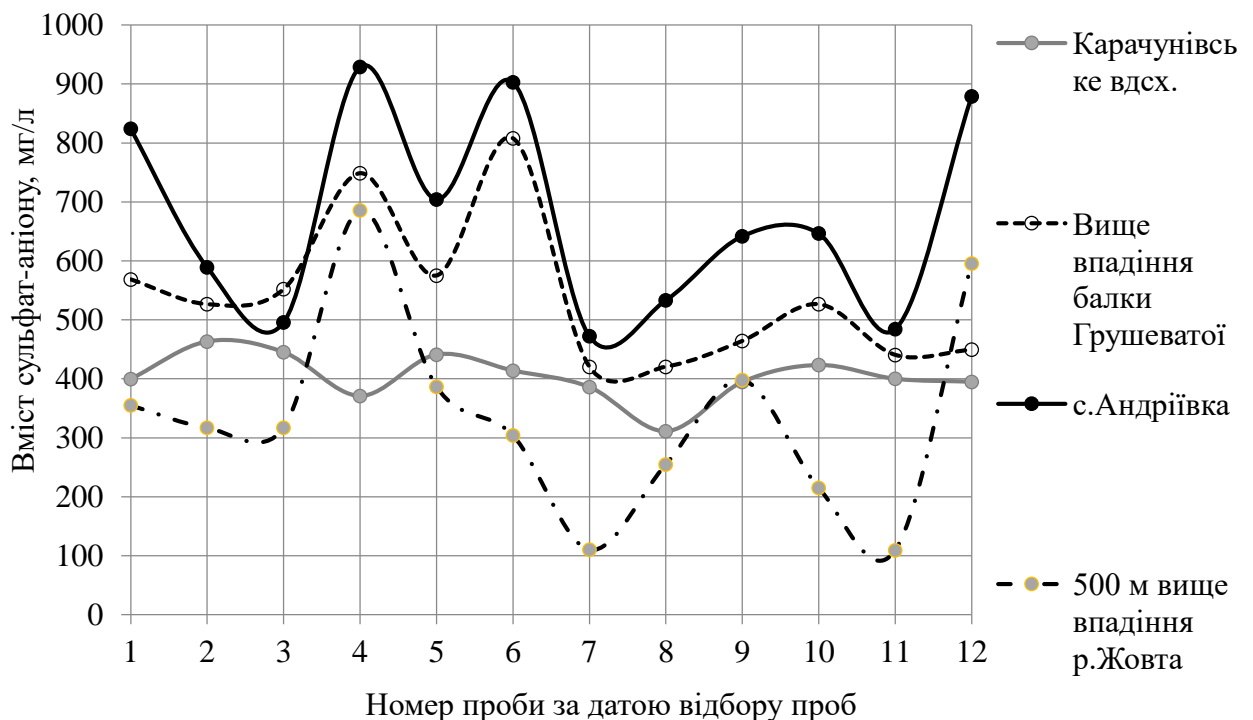


Рисунок 5.17 – Динаміка зміни якості води за вмістом сульфат-аніону за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

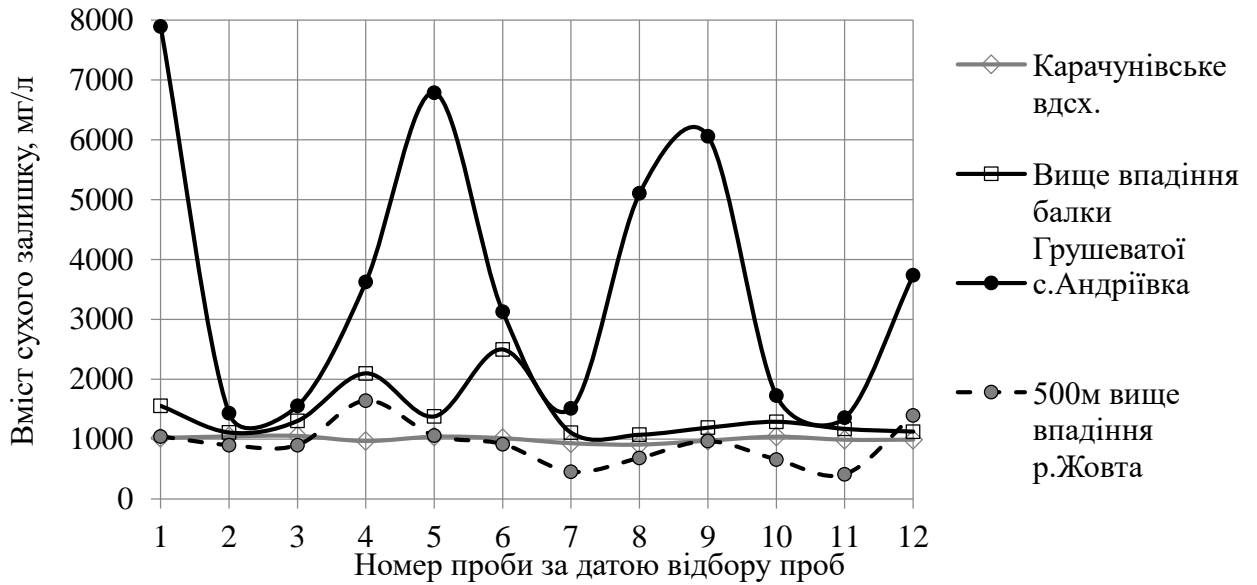


Рисунок 5.18 – Динаміка зміни якості води за вмістом сухого залишку за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

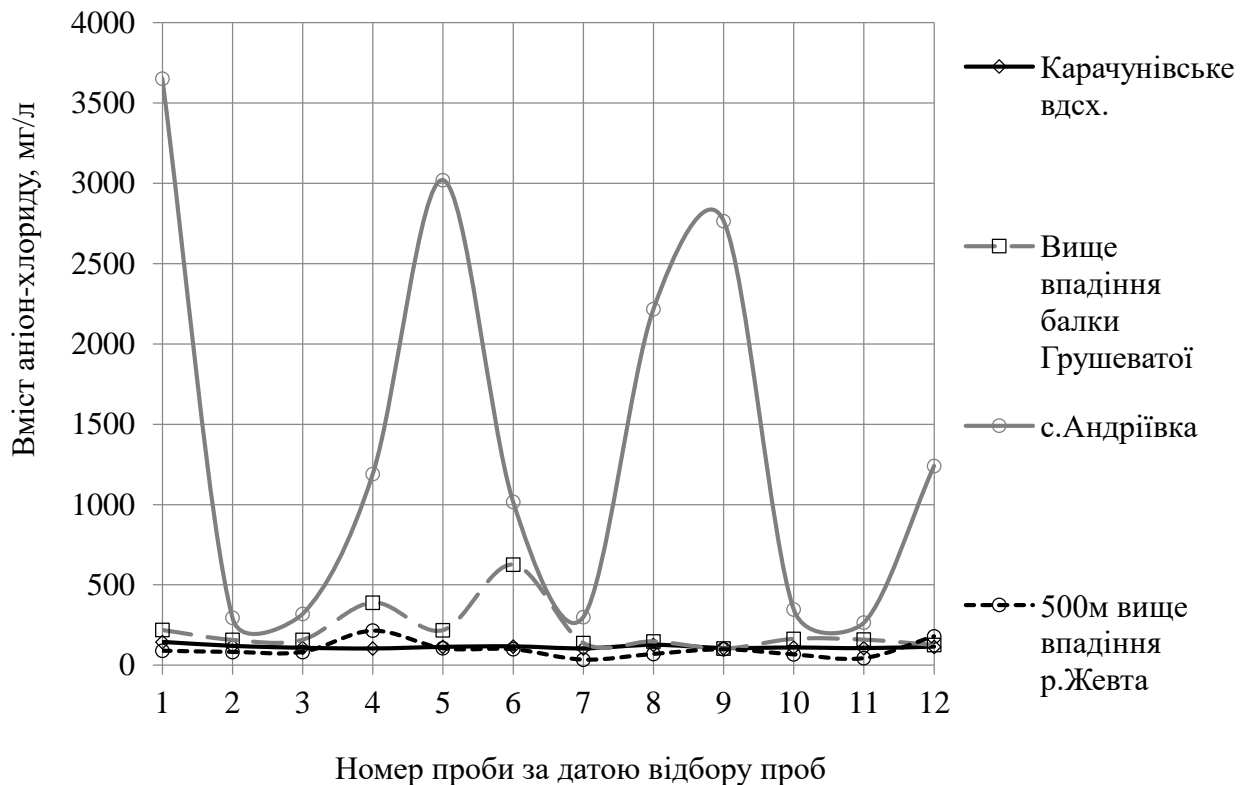


Рисунок 5.19 – Динаміка зміни якості води за вмістом аніон-хлориду за даними чотирьох постів на р. Інгулець продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

Аналіз кривих зміни якості води за часом за всіма чотирма створами показав наступне (рис. 5.15-5.19):

- відносно стабільна ситуація щодо якості води спостерігається у створі Карачунівського водосховища, води якого, як правило, відповідають вимогам [63];
- найгірша за якістю вод ситуація склалася у найвищому створі за течією річки в Дніпропетровській області – с. Андріївка;
- піки кривих збігаються з періодами скидів зворотних вод гірничорудними підприємствами Кривбасу;
- спостерігається «запізнення» надходження мінералізованої призми до створу с. Андріївка.

Таким чином, на досліджуваному відрізку русла р. Інгулець виявлене інтенсивне забруднення поверхневих вод на ділянці нище Карачунівського водосховища і до впадіння б. Грушевата, а також нище за течією до с. Андріївка. Низька якість води у створах обумовлена тим, що на водозбірній площі річки розвинена гірничорудна промисловість.

Динаміка зміни пріоритетних показників якісного стану поверхневих вод за створами, розташованими нижче водосховища, наведена на рис. 5.20-5.22.

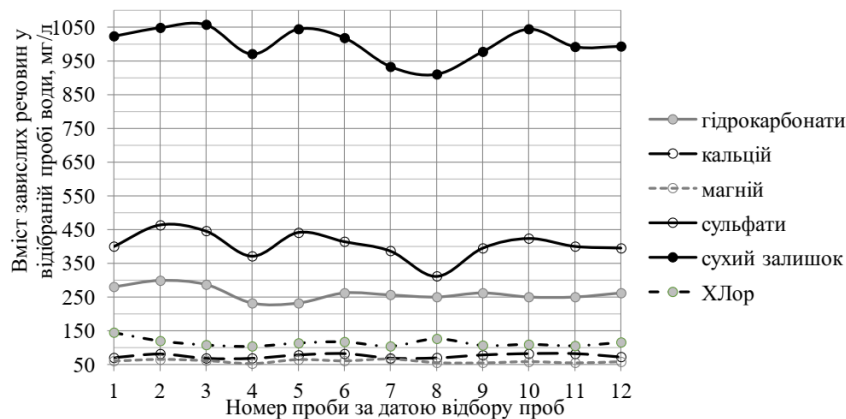


Рисунок 5.20 – Динаміка зміни якості води р. Інгулець у створі Карачунівського водосховища продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

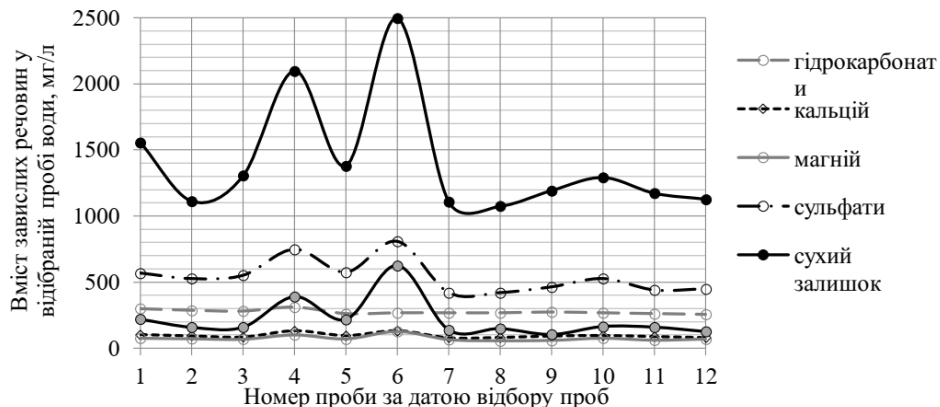


Рисунок 5.21 – Динаміка зміни якості води р. Інгулець у створі вище впадіння б. Грушевата продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

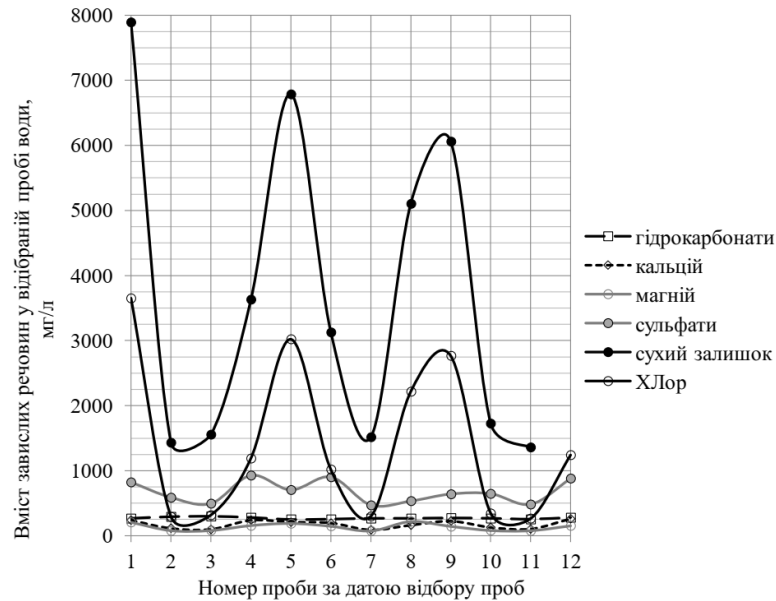


Рисунок 5.22 – Динаміка зміни якості води р. Інгулець у створі с. Андріївка продовж 2013-2015 рр. Розташування постів по руслу річки зазначені у табл. 5.4. Дати відбору проб наведені у табл. 5.5

Аналіз кривих зміни якості води за створами підтвердив попередні висновки (рис. 5.20-5.22). Отже, гідрологічний режим р. Інгулець безпосередньо залежить від регламенту проведення скидів зворотних вод та санітарної промивки русла. Якість води поступово погіршується після попусків прісних вод внаслідок наявності постійнодіючих джерел забруднення поверхневих вод, до яких відносяться аварійні скиди, фільтраційні втрати з водонесучих комунікацій, хвостосховищ, ставків-накопичувачів, відвалів скельних порід та господарсько-побутові стоки населених пунктів, що розташовані на водозбірній площі річки. У період скидів якісні показники річки значно перевищують ГДК. Оцінку екологічного стану басейну р. Інгулець виконаємо за комплексними методами для створів Карачунівське водосховище та с. Андріївка, які є граничними створами на ділянці інтенсивного впливу об'єктів гірничорудної промисловості.

5.2 Екологічна оцінка якості вод р. Інгулець за категоріями

Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв є складовою частиною нормативної бази для комплексної характеристики стану гідросфери України [60].

Екологічний індекс якості вод (I_E) розраховується як середньоарифметичне хімічного (I_X) та біологічного (I_B) індексів (див. формули (3.1-3.8)) [42]:

$$I_E = (I_X + I_B) / 2. \quad (5.1)$$

Екологічні індекси якості вод р. Інгулець обчислені для середніх і для найгірших значень категорій окремо: $I_{E\text{ серед.}}$ та $I_{E\text{ найгір.}}$. Слід відзначити, що розрахунки екологічних індексів виконано за двома варіантами: обчислено $I_{E\text{ серед.}}$ для останнього року спостережень, для якого є дані повного річного циклу моніторингу (2015 р.); розраховано $I_{E\text{ найгір.}}$ на дату 03.02.2015 року, коли зафіксовано максимальне значення вмісту сухого залишку у воді 6060 мг/л у створі с. Андріївка. Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод Кривбасу наведені у вигляді таблиць, як рекомендовано у методиці (табл. 5.5-5.6) [42]. Згідно [42] таблиці можуть складатися як для окремих пунктів спостережень, так і для водного об'єкта в цілому.

Слід відзначити, що екологічна оцінка якості води річки Інгулець за трофосапробіологічними показниками в пунктах спостережень (I_2) виконана за дев'ятьма показниками, хоча рекомендовано використовувати десять показників [42]. Це обумовлено нестачею даних гідрохімічного контролю за станом поверхневих вод [62-63].

Таблиця 5.5 – Екологічна оцінка якості води річки Інгулець за сольовим складом в пунктах спостережень Карачунівське водосховище і с. Андріївка за даними на 2015 рік (показники середніх значень категорії $I_1\text{ серед.}$) [63]

№ пунктів	Пункт спостереження	Показники якості води, мг/л						Екологічна оцінка якості води за критеріями											
		сума іонів		хлориди		сульфати		мінералізація		іонного складу			забруднення компонентами сольового складу (I_1)						клас якості
		величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	клас	категорія	клас	група	тип	підсумкові розрахунки				I_1		
													n_i	Σ	\bar{x}	I_1	категорія	субкатегорія	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
1	Карачунівське водосховище, м. Кривий Ріг	996	3	109,6	4	395,7	5	1	2	HCO_3^{-1}	Na^+	1	6	3	0,5	0,5	1	1 перша	3
2	с. Андріївка	2697	4	890,6	5	629,4	2	2	3	Cl^{-1}	Na^+	1	6	3	0,5	0,5	1	1 перша	3
1	Карачунівське водосховище	Прісні води 1 класу Оліго-галинні- 2категорії																	
2	с. Андріївка	Солонуваті води – 2 класу β -мезо-галинні – 3 категорії																	

Таблиця 5.6 – Перерахунок даних аналізу води з іонної в процент-міліграм-еквівалентну форму (показники середніх значень)

Іони		Створ Карачунівське водосховище			Створ с. Андріївка		
		Вміст, мг/л	Міліграм-еквівалент	%-міліграм-еквівалент	Вміст, мг/л	Міліграм-еквівалент	%-міліграм-еквівалент
Аніони	HCO_3^{-1}	268,3	4,4	46,07	265,3	4,35	13,28
	SO_4^{-2}	395,7	2,06	21,57	629,4	3,28	10,02
	Cl^{-1}	109,6	3,09	32,36	890,6	25,12	76,7
	Разом		9,55	100		32,75	100
Катиони	Na^+	88,65	3,85	64,06	316,25	13,75	76,05
	Ca^{+2}	81,2	1,02	16,97	162,8	2,04	11,28
	Mg^{+2}	55,6	1,14	18,97	111,4	2,29	12,67
	Разом		6,01	100		18,08	100

Таблиця 5.7 – Екологічна оцінка якості води річки Інулець за трофо-сапробіологічними показниками в пунктах спостережень за даними 2015 р. (показники середніх значень категорій I_2 серед.) [63]

№ пункту	Пункт спостереження	Середні значення трофо-сапробіологічних показників якості води, мг/л												Екологічна оцінка якості води за трофо-сапробіологічними показниками (I_2)														
		Завислі речовини		Прозорість, м		рН (одиниць)		Азот амонійний		Азот нітритний		Азот нітратний		Фосфор фосфатів		Розчинений кисень, мг О ₂ /л		БСК, мг О ₂ /л		Підсумкові розрахунки		Значення індексу (I_2)	категорія	субкатегорія	Словесна характеристика		Клас якості	
		величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	М	Х	Рівень трофності	Зона сапробності							
1	Карачунівське водосховище	7,8	2	0,298	6	8,1	3	0,217	3	0,00915	3	0,30736	3	0,0978	4	4	10,1	1	2,5	4	29	3,22	3,2	3	3 три	мезо-втрофні	β'-мезо-сапробні	2
2	с. Андріївка	13,6	3	0,294	6	8,1	3	0,2635	3	0,02745	5	1,00344	5	0,06194	4	4	10,5	1	3,4	4	34	3,78	3,8	4	4(3) четверта з переходом у третю	евтрофні	β"-мезо-сапробні	3

Таблиця 5.8 – Екологічна оцінка якості води річки Інулець за специфічними показниками в пунктах спостережень за даними 2015 р. (показники середніх значень категорій $I_{зсеред.}$) [63]

№ пункту	Пункт спостереження	Середні значення специфічних показників якості води, мкг/л																	
		марганець		мідь		залізо		марганець		цинк		нікель		фториди		хром заг.		АПАР	
		величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	Карачунівське водосховище, м. Кривий Ріг	70	4	6	4	110	4	70	4	5	1	50	5	290	5	10	4	25	4
2	с. Андріївка	70	4	8	4	180	4	70	4	5	1	50	5	310	5	10	4	25	4

Продовження табл. 5.8

Середні значення специфічних показників якості води, мкг/л								Екологічна оцінка якості води за специфічними показниками токсичної дії (I_3)						
нафтопродукти		феноли		стронцій-90, Бк/л		цезій-137, Бк/л		Підсумкові розрахунки				I_3		Клас якості
величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	n	Σ	\bar{x}	Значення індексу (I_3)	категорія	субкатегорія	
21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
30	3	1	3	0,7	5	2,7	5	13	51	3,92	3,9	4	4 чотири	3
43	3	1	3	0,68	5	2,7	5	13	51	3,92	3,9	4	4 чотири	3

Таблиця 5.9 – Об'єднана екологічна оцінка якості води річки Інулець по блоковим індексам (I_1, I_2, I_3) і величиною інтегрального екологічного індексу (I_e) за даними 2015 р. (показники середніх значень категорій $I_{e\text{ серед.}}$) [63]

№ пункту	Пункт спостереження	Значення індексів				Категорія	Субкатегорія	Клас	Стан за класом	Ступінь чистоти за класом	Стан за категорією	Ступінь чистоти за категорією
		I_1	I_2	I_3	$I_{e\text{ серед.}}$							
1	Карачунівське водосховище, м. Кривий Ріг	0,5	3,2	3,9	2,5	3	2-3 Між другою та третьою	2	добрі	чисті	добрі	досить чисті
2	с. Андріївка	0,5	3,8	3,9	2,7	3	3(2) Третя з переходом у другу	2	добрі	чисті	добрі	досить чисті

Таблиця 5.10 – Екологічна оцінка якості води річки Інулець за сольовим складом в пунктах спостережень Карачунівське водосховище і с. Андріївка за даними на 03.02.2015 р. (показники найгірших значень категорій $I_{1\text{ найг.}}$) [53]

№ пунктів	Пункт спостереження	Показники якості води, мг/л						Екологічна оцінка якості води за критеріями												
		сума іонів		хлориди		сульфати		мінералізація		іонного складу			забруднення компонентами сольового складу (I_1)							Клас якості
		величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	клас	категорія	клас	група	тип	підсумкові розрахунки				I_1			
													n_i	Σ	\bar{x}	I_1	категорія	субкатегорія		
1	Карачунівське водосховище, м. Кривий Ріг	977	3	106,4	4	394,6	7	1	2	HCO_3^{-1}	Na^+	1	6	3	0,5	0,5	1	1 перша	3	
2	с. Андріївка	6060	7	2765,3	7	641,9	2	2	4	Cl^{-1}	Na^+	2	6	3	0,5	0,5	1	1 перша	3	
1	Карачунівське водосховище	Прісні води 1 класу Оліго-галінні- 2категорії																		
2	с. Андріївка	Солонуваті води – 2 класу β -мезо-галінні – 3 категорії																		

Таблиця 5.11 – Перерахунок даних аналізу води з іонної в процент-міліграм-еквівалентну форму на 03.02.2015 р. (показники найгірших значень категорій I_1 найг.)

Іони	Створ Карачунівське водосховище			Створ с. Андріївка		
	Вміст, мг/л	Міліграм-еквівалент	%-міліграм-еквівалент	Вміст, мг/л	Міліграм-еквівалент	%-міліграм-еквівалент
Аніони:						
HCO_3^{-1}	262	4,3	45,94	274	4,49	5,23
SO_4^{-2}	394,6	2,06	22,01	641,9	3,34	3,89
Cl^{-1}	106,4	3	32,05	2765,3	78,01	90,88
Разом		9,36	100		85,84	100
Катіони:						
Na^+	89	3,87	64,72	911	39,61	87,4
Ca^{+2}	78,2	0,98	16,39	224,5	2,81	6,19
Mg^{+2}	54,7	1,13	18,9	143,5	2,95	6,5
Разом		5,98	100	274	45,37	100

Таблиця 5.12 – Екологічна оцінка якості води річки Інулець за трофо-сапробіологічними показниками в пунктах спостережень за даними на 03.02.2015 р. (показники найгірших значень категорій $I_{2 \text{ найг.}}$) [63]

№ пункту	Пункт спостереження	Середні значення трофо-сапробіологічних показників якості води, мг/л														Екологічна оцінка якості води за трофо-сапробіологічними показниками (I_2)											
		Завислі речовини		Прозорість, м		рН (одиниць)		Азот амонійний		Азот нітритний		Азот нітратний		Фосфор фосфатів		Розчинений кисень, мг·О ₂ /л		БСК, мг·О ₂ /л		Підсумкові розрахунки		Значення індексу (I_2)	категорія	субкатегорія	Словесна характеристика		Клас якості
		величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	Σ	χ	Рівень трофності	Зона сапробності						
1	Карачунівське водосховище	7,2	2	0,28	6	7,9	2	0,155	2	0,00915	3	0,16272	1	0,08802	4	12,3	1	0,8	1	22	2,44	2,4	2	2(3) друга з переходом у третю	мезотрофні	α-олігосапробні	2
2	с. Андріївка	15,2	3	0,3	6	7,8	2	0,17825	2	0,02135	5	1,6724	6	0,15648	5	12,11	1	0,9	1	31	3,44	3,4	3	3(4) третя з переходом у четверту	мезоевтрофні	β'-мезосапробні	2

Таблиця 5.13 – Екологічна оцінка якості води річки Інулець за специфічними показниками в пунктах спостережень за даними на 03.02.2015 р. (показники найгірших значень категорій $I_{знайг.}$) [63]

№ пункту	Пункт спостереження	Середні значення специфічних показників якості води, мкг/л																	
		марганець		мідь		залізо		марганець		цинк		нікель		фториди		хром заг.		АПАР	
		величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	Карачунівське водосховище, м. Кривий Ріг	50	3	5	4	70	2	50	3	5	1	50	5	280	5	10	4	25	4
2	с. Андріївка	110	5	12	5	190	4	110	5	5	1	50	5	260	5	10	4	25	4

Продовження табл. 5.12

Середні значення специфічних показників якості води, мкг/л								Екологічна оцінка якості води за специфічними показниками токсичної дії (I_3)						
нафтопродукти		феноли		стронцій-90, Бк/л		цезій-137, Бк/л		Підсумкові розрахунки				I_3		Клас якості
величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	величина	категорія	n	Σ	\bar{x}	значення індексу (I_3)	категорія	субкатегорія	
21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
28	3	1	3	0,74	5	2,7	5	13	47	3,62	3,6	4	3-4 між третьою та четвертою	3
47	3	1	3	0,7	5	2,7	5	13	54	4,15	4,2	4	4 четверта	3

Таблиця 5.14 – Об'єднана екологічна оцінка якості води річки Інулець по блоковим індексам (I_1 , I_2 , I_3) і величиною інтегрального екологічного індексу (I_e) за даними на 03.02.2015 р. (показники найгірших значень категорій $I_{e\text{найг.}}$) [63]

№ пункту	Пункт спостереження	Значення індексів				Категорія	Субкатегорія	Клас	Стан за класом	Ступінь чистоти за класом	Стан за категорією	Ступінь чистоти за категорією
		I_1	I_2	I_3	$I_{e\text{серед}}$							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	Карачунівське водосховище, м. Кривий Ріг	0,5	2,4	3,6	2,2	2	2 Друга	2	добрі	чисті	дуже добрі	чисті
2	с. Андріївка	0,5	3,4	4,2	2,7	3	3(2) Третя з переходом у другу	2	добрі	чисті	добрі	досить чисті

- За результатами екологічної оцінки води р. Інгулець визначено наступне:
- з урахуванням середньорічних значень показників якості у створі Карачунівського водосховища води відносяться до другого класу – «добрі» і до категорії – «добрі», за ступінь чистоти – «чисті» і до категорії – «досить чисті»;
 - з урахуванням середньорічних значень показників якості у створі с. Андріївка води відносяться до другого класу – «добрі» і до категорії – «добрі», за ступінь чистоти – «чисті» і до категорії – «досить чисті»;
 - з урахуванням найгірших значень показників якості у створі Карачунівського водосховища води відносяться до другого класу – «добрі» і до категорії – «дуже добрі», за ступінь чистоти – «чисті» і до категорії – «чисті»;
 - з урахуванням найгірших значень показників якості у створі с. Андріївка води відносяться до другого класу – «добрі» і до категорії – «добрі», за ступінь чистоти – «чисті» та до категорії – «досить чисті».

Слід відзначити, що за результатами екологічної оцінки вод якості р. Інгулець за середньорічними показниками за 2012 р., виконаної дослідниками [63], отримано дещо схожі результати: 1) за створами р. Інгулець, нижче впадіння р. Жовта (інтегральний показник – 4,1) та Карачунівське водосховище (інтегральний показник – 4,0) отримано клас якості води – 3, категорія – 4 – «задовільні», «слабко забруднені»; 2) у створі р. Інгулець, нижче впадіння р. Саксагань (інтегральний показник – 3,1) та створі р. Інгулець, с. Андріївка (інтегральний показник – 3,9) визначений клас якості води – 2 та 3 відповідно, а категорії 3 та 4 – «задовільні», «слабко забруднені».

Індекс екологічної оцінки якості вод (I_E) приводимо у відповідність до градації індексу EQI , яка наводиться у керівному документі Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЄС [42-43, 46]:

- з урахуванням середньорічних значень показників якості у створі Карачунівського водосховища

$$I_{Eпр} = 1 - (I_E / 7) = 1 - (2,5/7) = 0,64$$
, тобто клас якості вод 2 «добра»;
- з урахуванням середньорічних значень показників якості у створі с. Андріївка:

$$I_{Eпр} = 1 - (I_E / 7) = 1 - (2,7/7) = 0,61$$
, тобто клас якості вод 3 «посередня»;
- з урахуванням найгірших значень показників якості у створі Карачунівського водосховища:

$$I_{Eпр} = 1 - (I_E / 7) = 1 - (2,2/7) = 0,69$$
, тобто клас якості вод 2 «добра»;

- з урахуванням найгірших значень показників якості у створі с. Андріївка:

$$I_{Eпр} = 1 - (I_E / 7) = 1 - (2,7/7) = 0,61$$
, тобто клас якості вод 3 «посередня».

Отримані результати екологічної оцінки якості поверхневих вод досить суперечливі, оскільки, наприклад, у створі с. Андріївка більшість показників якості води не відповідає вимогам діючих нормативів [64]. Низька якість поверхневих вод також фіксується результатами досліджень (табл. 5.3) [62-63].

5.3 Розрахунок коефіцієнту забрудненості природних вод

Коефіцієнт забрудненості (КЗ) є узагальненим показником, що характе-

ризує рівень забрудненості сукупно по низці показників якості води, які багаторазово виміряно у кількох пунктах спостережень водних об'єктів. Величина КЗ характеризує кратність перевищення нормативів у долях ГДК.

Методика визначення коефіцієнту забрудненості (КЗ) наведена відповідно до рекомендацій додатком до КНД 211.1.1.106-2003 [38]. Розрахунки коефіцієнту забрудненості вод р. Інгулець за двома створами – Карачунівське водосховище і с. Андріївка представлені в табличній формі (табл. 5.15-5.17).

За числовими значеннями КЗ стан води за рівнями забрудненості у створах Карачунівське водосховище і с. Андріївка оцінюється як «слабко забруднені» з урахуванням даних за 2015 рік та «незабруднені (чисті)» станом на 03.02.2015 р. (табл. 5.15-5.17).

Слід звернути увагу, що за результатами аналогічних розрахунків за 2015 р. дослідники отримали наступне [63]: води «слабко забруднені» у створах р. Інгулець біля с. Іскрівка нижче впадіння р. Жовта, Карачунівське водосховище, р. Інгулець нижче впадіння р. Саксагань, р. Інгулець біля с. Андріївка.

Отримані результати не відповідають дійсності, оскільки, наприклад, у водах р. Інгулець біля с. Андріївка станом на 03.02.2015 р. зафіксована мінералізація 6060 мг/дм³. Можна припустити, що отримано недостовірні результати коефіцієнту забрудненості із-за відсутності даних по декількох показниках, які часто найбільшою мірою перевищують ГДК.

5.4 Визначення індексу забрудненості води

Згідно [48] індекс забрудненості води (ІЗВ) визначається як середнє арифметичне значення результатів хімічних аналізів за обмеженим числом інгредієнтів: азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню (БПК₅). Розрахунки представлені в табличній формі (табл. 5.18).

За результатами розрахунку ІЗВ отримано, що вода в створі Карачунівського водосховища відноситься до II класу «чиста», а у створі с. Андріївка – до III класу «помірно забруднена» продовж 2015 року (табл. 5.16).

Отримані результати розрахунку ІЗВ схожі з даними [65]. Автори встановили, що води р. Інгулець у створі на 1 км вище м. Кривий ріг відносяться до II класу «чисті» за період 2004-2010 рр., у створі нижче м. Кривий Ріг – до II класу «чисті» (за 2004, 2006-2008, 2010 рр.) і III класу «помірно забруднені» (2005, 2009 рр.), у створі біля с. Садове – до II класу «чисті» за період 2004-2010 рр. [65].

Слід відзначити, що дана методика не враховує пріоритетні для р. Інгулець інгредієнти-забруднювачі води, а саме мінералізацію, ХСК, сульфати, хлориди, марганець тощо. Отже, дана методика потребує удосконалення для її використання з метою комплексної оцінки водних об'єктів, на забруднення яких впливають фільтраційні втрати і скиди гірничорудних підприємств.

Таблиця 5.14 – Розрахунок коефіцієнту забрудненості вод р. Інгулець за 2015 рік

Найменування контрольних пунктів (створів)	Нормовані показники									
	БСК ₅ , мг·О ₂ /дм ³	ХСК, мг·О ₂ /дм ³	Сульфати, мг/дм ³	Хлориди, мг/дм ³	Сухий залишок, мг/дм ³	Фосфати, мг/дм ³	Залізо заг., мг/дм ³	Марганець, мг/дм ³	Феноли, мг/дм ³	Нікель, мг/дм ³
ГДК *	3	15	500	350	1000	3,5	0,3	0,13	0,001	0,13
Карачунівське водосховище. м. Кривий Ріг, питний водозабір										
03.02.2015	0,8	29,6	394,6	106,4	977	0,27	0,07	0,05	0,001	0,05
15.04.2015	2,8	29,8	423,4	109,5	1044	0,25	0,1	0,03	0,001	0,05
19.05.2015	2,3	32,5	398,7	109,5	1046	0,06	0,09	0,05	0,001	0,05
16.06.2015	3,8	30,4	353	126	1004	0,05	0,18	0,06	0,001	0,05
01.07.2015	2,5	30,1	400	105,5	992	0,3	0,12	0,1	0,001	0,05
12.08.2015	3,3	40,1	409,9	104	955	0,38	0,13	0,05	0,001	0,05
08.09.2015	2,7	34,9	390,9	100,4	956	0,53	0,08	0,1	0,001	0,05
24.11.2015	1,7	25,9	395	115,2	993	0,56	0,07	0,08	0,001	0,05
Розрахунок $\Sigma\gamma$										
03.02.2015	1	1,97	1	1	1	1	1	1	1	1
15.04.2015	1	1,99	1	1	1,04	1	1	1	1	1
19.05.2015	1	2,17	1	1	1,05	1	1	1	1	1
16.06.2015	1,27	2,03	1	1	1	1	1	1	1	1
01.07.2015	1	2,01	1	1	1	1	1	1	1	1
12.08.2015	1,1	2,67	1	1	1	1	1	1	1	1
08.09.2015	1	2,33	1	1	1	1	1	1	1	1
24.11.2015	1	1,73	1	1	1	1	1	1	1	1
Розрахунок КЗ										
$\Sigma\Sigma\gamma$	8,37	16,9	8	8	8,09	8	8	8	8	8
N_i	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
γ_i	1,05	2,11	1	1	1,01	1	1	1	1	1
Загальне значення КЗ для р. Інгулець $\Sigma\gamma_i = 1,12$ – води слабо забруднені										

Примітка: * Значення ГДК наведено згідно СанПіН 4630-88 (для пунктів господарсько-питного водопостачання) [18]

Таблиця 5.15 – Розрахунок коефіцієнту забрудненості вод р. Інгулець за 2015 рік

Найменування контрольних пунктів (створів)	Нормовані показники									
	БСК ₅ , мг·О ₂ /дм ³	ХСК, мг·О ₂ /дм ³	Сульфати, мг/дм ³	Хлориди, мг/дм ³	Сухий залишок, мг/дм ³	Залізо заг., мг/дм ³	Марганець, мг/дм ³	Амоній-іони, мг/л	Нітрати, мг/дм ³	Нікель, мг/дм ³
ГДК *	6	15	500	350	1000	0,3	0,1	2	45	0,13
с. Андріївка										
03.02.2015	0,9	29,8	641,9	2765,3	6060	0,19	0,11	0,23	7,4	0,13
15.04.2015	3,7	34,4	646,5	346,9	1728	0,18	0,07	0,43	3,54	0,05
19.05.2015	4,8	39,1	547,3	321,3	1616	0,14	0,04	0,26	2,41	0,05
16.06.2015	5,2	39,8	501	502,1	1780	0,29	0,07	0,31	1,26	0,05
01.07.2015	2,7	30,3	484,3	265	1358	0,19	0,01	0,34	2,29	0,05
12.08.2015	5,2	43,9	483,1	358,1	1534	0,15	0,06	0,3	0,5	0,05
08.09.2015	2,7	40,4	851,8	1324,9	3760	0,13	0,09	0,36	1,51	0,05
24.11.2015	2,3	23,2	879	1240,8	3737	0,17	0,12	0,47	16,64	0,05
Розрахунок $\Sigma\gamma$										
03.02.2015	1	1,99	1,28	7,9	6,06	1	1,1	1	1	1
15.04.2015	1	2,29	1,29	1	1,73	1	1	1	1	1
19.05.2015	1	2,61	1,09	1	1,62	1	1	1	1	1
16.06.2015	1	2,65	1	1,43	1,78	1	1	1	1	1
01.07.2015	1	2,02	1	1	1,36	1	1	1	1	1
12.08.2015	1	2,93	1	1,02	1,53	1	1	1	1	1
08.09.2015	1	2,69	1,7	3,79	3,76	1	1	1	1	1
24.11.2015	1	1,55	1,76	3,55	3,74	1	1,2	1	1	1
Розрахунок КЗ										
$\Sigma\Sigma\gamma$	8	18,73	10,12	20,69	21,58	8	8	8	8	8
N_i	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
γ_i	1	2,34	1,27	2,59	2,7	1	1,04	1	1	1
Загальне значення КЗ для р. Інгулець $\Sigma\gamma_i = 1,49$ – води слабо забруднені										

Примітка: * Значення ГДК наведено згідно СанПіН 4630-88 (для пунктів культурно-побутового водопостачання) [18]

Таблиця 5.16 – Розрахунок коефіцієнту забрудненості вод р. Інгулець на дату з максимальними показниками 03.02.2015 р. по мінералізації

Найменування контрольного пункту (створу)	Нормовані показники									
	БСК ₅ , мг·О ₂ /дм ³	ХСК, мг·О ₂ /дм ³	Сульфати, мг/дм ³	Хлориди, мг/дм ³	Сухий залишок, мг/дм ³	Фосфати, мг/дм ³	Залізо заг., мг/дм ³	Марганець, мг/дм ³	Феноли, мг/л	Нікель, мг/дм ³
ГДК *	6	15	500	350	1000	3,5	0,3	0,1	0,001	0,13
Карачунівське водосховище, м. Кривий Ріг, питний водозабір										
03.02.2015	0,8	29,6	394,6	106,4	977	0,27	0,07	0,05	0,001	0,05
Розрахунок $\Sigma\gamma$										
03.02.2015	1	1,97	1	1	1	1	1	1	1	1
Розрахунок КЗ										
$\Sigma\Sigma\gamma$	1	1,97	1	1	1	1	1	1	1	1
Ni	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
γ_i	0,13	0,25	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
Загальне значення КЗ для р. Інгулець $\Sigma\gamma_i = 0,14$ – води незабруднені (чисті)										
Найменування контрольного пункту (створу)	ХСК, мг/дм ³	Сульфати, мг/дм ³	Хлориди, мг/дм ³	Сухий залишок, мг/дм ³	Залізо заг., мг/дм ³	Марганець, мг/дм ³	Нафтопродукти, мг/дм ³	Нітрати, мг/дм ³	Нікель, мг/дм ³	Хром (IV), мг/дм ³
ГДК **	15	500	350	1000	0,3	0,1	0,3	45	0,13	0,05
с. Андріївка										
03.02.2015	29,8	641,9	2765,3	6060	0,19	0,11	0,047	7,4	0,05	0,01
Розрахунок $\Sigma\gamma$										
03.02.2015	1,99	1,28	7,9	6,06	1	1,1	1	1	1	1
Розрахунок КЗ										
$\Sigma\Sigma\gamma$	1,99	1,28	7,9	6,06	1	1,1	1	1	1	1
N_i	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
γ_i	0,25	0,16	0,99	0,76	0,13	0,14	0,13	0,13	0,13	0,13
Загальне значення КЗ для р. Інгулець $\Sigma\gamma_i = 0,30$ – незабруднені (чисті)										

Примітка: * Значення ГДК наведено згідно СанПіН 4630-88 (для пунктів господарсько-питного водопостачання) [54];

** Значення ГДК наведено згідно СанПіН 4630-88 (для пунктів культурно-побутового водопостачання) [54]

Таблиця 5.17 – Розрахунок ІЗВ води р. Інгулець за 2015р.

Показники	БСК ₅ , мг/дм ³	Розчинений кисень, мг·О ₂ /дм ³	Ніт- рати, мг/дм ³	Нафтоп- родукти, мг/дм ³	Феноли, мг/дм ³	Амоній- іони, мг/дм ³
Створ Карачунівське водосховище						
ГДК згідно [59]	3	6	0,02	0,05	0,001	0,39
Середньорічні концент- рації за 2015 р.	2,5	10,1	0,03	0,03	0,001	0,28
Перевищення за ГДК, рази	0,83	0,59	1,5	0,6	1	0,72
Величина ІЗВ:	0,87	Клас води: II «чиста»				
Створ с. Андріївка						
ГДК згідно [59]	3	6	0,02	0,05	0,001	0,39
Середньорічні концент- рації за 2015 р.	3,4	10,5	0,09	0,043	0,001	0,34
Перевищення за ГДК, рази	1,13	0,57	4,5	0,86	1	0,87
Величина ІЗВ:	1,49	Клас води: III «помірно забруднена»				
Створ Карачунівське водосховище						
ГДК згідно [59]	3	6	0,02	0,05	0,001	0,39
Концентрації (станом на 03.02.2015 р.)	0,8	12,3	0,03	0,028	0,001	0,2
Перевищення за ГДК, рази	0,27	0,49	1,5	0,56	1	0,51
Величина ІЗВ:	0,72	Клас води: II «чиста»				
Створ с. Андріївка						
ГДК згідно [59]	3	6	0,02	0,05	0,001	0,39
Концентрації (станом на 03.02.2015 р.)	0,9	12,11	0,07	0,047	0,001	0,23
Перевищення за ГДК, рази	0,3	0,5	3,5	0,94	1	0,59
Величина ІЗВ:	1,14	Клас води: III «помірно забруднена»				

РОЗДІЛ 6

ОЦІНКА ПРИДАТНОСТІ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ ДЛЯ ЗРОШЕННЯ

При оцінці придатності води для зрошення та впливу її на гідрогеолого-меліоративний стан агроландшафту необхідно враховувати три аспекти: агрономічні, екологічні та технічні критерії.

Під час оцінювання якості зрошувальної води виділяють:

I клас – «Вода придатна до зрошення»;

II клас – «Вода обмежено придатна».

Вода більш низької якості, показники якої виходять за межі значень другого класу, – непридатна для зрошення без попереднього поліпшення її складу. Зрошувальна вода II класу використовується за умови обов'язкового застосування комплексу заходів попередження деградації ґрунтів.

6.1 Визначення агрономічних критеріїв якості зрошувальної води

Оцінку зрошувальної води за агрономічними критеріями здійснюють згідно ДСТУ 2730-94 [66].

Агрономічні критерії повинні визначати якість води для зрошення по дії на: урожайність сільськогосподарських культур по валовому збору; якість сільськогосподарської продукції; ґрунти, для збереження і підвищення родючості, а також запобігання процесів засолення, осолонцювання і підлуження.

Нормування показників якості зрошувальної води за агротехнічними критеріями здійснюють з урахуванням складу і властивостей ґрунтів в умовах, коли рівень ґрунтових вод не перевищує критичного рівня при рекомендованих режимах зрошення.

Визначення агрономічних критеріїв здійснюють за результатами хімічного складу іонів основних солей (CO_3^{-2} , HCO_3^{-1} , Cl^{-1} , SO_4^{-2} , Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+1} , K^{+1}). Розглянемо нище основні агрономічні критерії, за якими оцінюють якість води.

Вміст основних іонів у формі міліграм-еквівалентів (мекв/л) застосовують для їх кращого співставлення, так як різні іони мають різну молекулярну масу (табл. 6.1). Перевірка правильності результатів хімічного аналізу води полягає в порівнянні величини суми аніонів в мекв/л з сумою катіонів: суми катіонів та аніонів повинні бути однакові. Якщо суми не рівні, але не дуже відрізняються, необхідно недостатню або надлишкову їх частину збільшити або зменшити за рахунок катіона натрію, так як його вміст визначають, як правило, за різницею, а не прямим визначенням.

Вміст основних іонів у %-еквівалентах застосовують для встановлення хімічного типу води. Для цього суми аніонів і катіонів приймають за 100 %, вміст

кожного іону шляхом елементарного перерахунку виражають у відсотках від зазначених сум (табл. 6.1).

Таблиця 6.1 – Перерахунок іонів у різні форми за даними створу на р. Інгулець біля с. Андріївка за 2015 р.

Дати	Показник	Аніони				Катіони			Сума		
		CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	Cl ⁻¹	SO ₄ ⁻²	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺¹	аніонів	катіонів	іонів
19.05.15	мг/л		310	321,3	547,3	120,2	80,3	310			1689,1
	екв, маса		61	35,5	48	20	12	23			
	мекв/л		5,08	9,05	11,4	6,01	6,69	13,48	25,53	26,18	Δ -0,65
	мекв/л*		5,08	9,05	11,4	6,01	6,69	12,83	25,53	25,53	
	%-екв		20	35	45	24	26	50	100	100	
Тип води: гідрокарбонатно-хлоридно-сульфатна кальцієво-магнієво-натрієва											
16.06.15	мг/л		405	502,1	501	112,2	87,6	405			2012,9
	екв, маса		61	35,5	48	20	12	23			
	мекв/л		6,64	14,14	10,44	5,61	7,3	17,61	31,22	30,52	Δ 0,7
	мекв/л*		6,64	14,14	10,44	5,61	7,3	18,31	31,22	31,22	
	%-екв		21	46	33	18	23	59	100	100	
Тип води: содово-сульфатно-хлоридна магнієво-натрієва											
01.07.15	мг/л		254	265	484,3	104,2	77,8	254			1439,3
	екв, маса		61	35,5	48	20	12	23			
	мекв/л		4,16	7,46	10,09	5,21	6,48	11,04	21,71	22,73	Δ -1,02
	мекв/л*		4,16	7,46	10,09	5,21	6,48	10,02	21,71	21,71	
	%-екв		19	34	47	24	30	46	100	100	
Тип води: хлоридно-сульфатна кальцієво-магнієво-натрієва											
12.08.15	мг/л		317	358,1	483,1	112,2	75,4	317			1662,8
	екв, маса		61	35,5	48	20	12	23			
	мекв/л		5,2	10,09	10,06	5,61	6,28	13,78	25,35	25,67	Δ -0,32
	мекв/л*		5,2	10,09	10,06	5,61	6,28	13,46	25,35	25,35	
	%-екв		20	40	40	22	25	53	100	100	
Тип води: гідрокарбонатно-сульфатно-хлоридна кальцієво-магнієво-натрієва											
08.09.15	мг/л		775	1324,9	851,8	240,5	194,6	775			4161,8
	екв, маса		61	35,5	48	20	12	23			
	мекв/л		12,7	37,32	17,75	12,03	16,22	33,7	67,77	61,95	Δ 5,82
	мекв/л*		12,7	37,32	17,75	12,03	16,22	39,52	67,77	67,77	
	%-екв		19	55	26	18	24	58	100	100	
Тип води: содово-сульфатно- хлоридна магнієво-натрієва											

Примітка: мекв/л* – значення з поправкою для катіонів Na⁺¹ з урахуванням нев'язки Δ

Хімічний тип води визначають за переважаючими іонами. В назву хімічного типу води включають тільки ті іони (аніони та катіони), вміст яких перевищує 20 %-еквівалентів. Той іон вміст якого найбільше в назві ставлять на останнє місце, тобто акцентують на ньому увагу.

В содових водах іон HCO₃⁻¹ кількісно повинен переважати хоча б над одним

із нейтральних аніонів, і при цьому вміст HCO_3^{-1} повинен бути вище вмісту катіону кальцію, а рН вище 8,5. Участь соди в хімічному типі відмічають в тому випадку, коли в складі води переважають нейтральні солі, а вміст HCO_3^{-1} складає менше 20 %-еквівалентів, але при цьому перевищує вміст катіону кальцію. У випадку коли гідрокарбонат-іон (HCO_3^{-1}) містить більше 20 %-еквівалентів, але менше, чим катіонів кальцію, хімізм води оцінюють як гідрокарбонатний, але не содовий (див. табл. 6.1).

За даними табл. 6.1 хімічний склад вод р. Інгулець біля с. Андріївка змінюється у часі і відносяться, як правило, до гідрокарбонатно-хлоридно-сульфатного кальцієво-магнієво-натрієвого та содово-сульфатно-хлоридного магнієво-натрієвого типів.

Відношення суми лужних катіонів натрію до суми всіх катіонів (мекв), % – визначають для встановлення небезпеки осолонцювання. Цей показник відповідає значенню натрію в %-еквівалентах і для вод р. Інгулець біля с. Андріївка складає 46-59 % згідно табл. 6.1.

Відношення концентрації катіону магнію до концентрації катіону кальцію (мекв) визначають для встановлення участі іонів магнію в осолонцюванні. Це осолонцювання суттєве коли відношення більше 1. Визначення загрози осолонцювання зведено в табл. 6.2, за даними якої отримана суттєва загроза осолонцювання при зрошенні водами р. Інгулець.

Таблиця 6.2 – Внесок іонів магнію в осолонцюванні за даними створу на р. Інгулець біля с. Андріївка за 2015 р.

Дата	Показник	Катіони		$\text{Mg}^{+2}/\text{Ca}^{+2}$	Внесок Mg^{+2} в осолонцювання
		Ca^{+2}	Mg^{+2}		
19.05.2015	мекв/л	6,01	6,69	1,11	суттєвий
16.06.2015	мекв/л	5,61	7,3	1,3	суттєвий
01.07.2015	мекв/л	5,21	6,48	1,24	суттєвий
12.08.2015	мекв/л	5,61	6,28	1,12	суттєвий
08.09.2015	мекв/л	12,03	16,22	1,35	суттєвий

Зафіксовано підвищений вміст аніонів хлору (Cl^{-1}) у водах р. Інгулець біля с. Андріївка – 7,46-37,32 мекв/л. Цей іон найбільш токсичний для сільськогосподарських культур (див. табл. 4.1).

Вміст токсичних солей у зрошувальній воді в еквівалентах хлору визначають для співставлення загального впливу токсичних аніонів. Для визначення вмісту токсичних іонів всі основні іони в мекв/л необхідно зв'язати в гіпотетичні молекули токсичних і нейтральних солей за схемою табл. 6.3-6.7.

Таблиця 6.3 – Схема зв'язування іонів у гіпотетичні молекули токсичних і нейтральних солей за даними для створу с. Андріївка станом на 19.05.2015 р.

Іони	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻¹	Сума
Ca ⁺²	-	2 1,75	5 3,26	8 1,00	6,01
Mg ⁺²	-	3 1,75	6 3,94	9 1,00	6,69
Na ⁺ +K ⁺¹	1 -	4 1,58	7 4,20	10 7,05	12,83
Сума	-	5,08	11,40	9,05	25,53

Таблиця 6.4 – Схема зв'язування іонів у гіпотетичні молекули токсичних і нейтральних солей за даними для створу с. Андріївка станом на 16.06.2015 р.

Іони	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻¹	Сума
Ca ⁺²	-	2 2,00	5 3,61	8 -	5,61
Mg ⁺²	-	3 2,00	6 3,30	9 2,00	7,30
Na ⁺ +K ⁺¹	1 -	4 2,64	7 3,53	10 12,14	18,31
Сума	-	6,64	10,44	14,14	31,22

Таблиця 6.5 – Схема зв'язування іонів у гіпотетичні молекули токсичних і нейтральних солей за даними для створу с. Андріївка станом на 01.07.2015 р.

Іони	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻¹	Сума
Ca ⁺²	-	2 1,75	5 3,46	8 -	5,21
Mg ⁺²	-	3 1,75	6 4,73	9 -	6,48
Na ⁺ +K ⁺¹	1 -	4 0,66	7 1,90	10 7,46	10,02
Сума	-	4,16	10,09	7,46	21,71

Таблиця 6.6 – Схема зв'язування іонів у гіпотетичні молекули токсичних і нейтральних солей за даними для створу с. Андріївка станом на 12.08.2015 р.

Іони	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻¹	Сума
Ca ⁺²	-	2 1,75	5 3,86	8 -	5,61
Mg ⁺²	-	3 1,75	6 4,53	9 -	6,28
Na ⁺ +K ⁺¹	1 -	4 1,70	7 1,67	10 10,09	13,46
Сума	-	5,20	10,06	10,09	25,35

Таблиця 6.7 – Схема зв'язування іонів у гіпотетичні молекули токсичних і нейтральних солей за даними для створу с. Андріївка станом на 08.09.2015 р.

Іони	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻¹	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻¹	Сума
Ca ⁺²	-	2 2,00	5 6,75	8 3,28	12,03
Mg ⁺²	-	3 5,70	6 5,50	9 5,02	16,22
Na ⁺ +K ⁺¹	1 -	4 5,00	7 5,50	10 29,02	39,52
Сума	-	12,70	17,75	37,32	67,77

Всю кількість аніонів CO₃⁻² зв'язують з катіоном Na⁺ у токсичну сіль Na₂CO₃. Вона є найбільш токсичною. Із загальної кількості аніону HCO₃⁻¹ вилучають нетоксичну його частку, зв'язану з катіоном кальцію. При цьому з катіоном кальцію можна зв'язати не більше 1,5-2,0 мекв/л HCO₃⁻¹ (в середньому 1,75), що дорівнює межі розчинності солі Ca(HCO₃)₂ в зрошувальних водах. Залишкову частину аніону HCO₃⁻¹ зв'язують з катіонами магнію, а потім натрію.

Аніони SO₄⁻² зв'язують в нейтральну сіль CaSO₄ із залишком катіону кальцію, а решту аніонів SO₄⁻² – у токсичні солі з катіонами магнію, натрію і калію, які залишились після зв'язування з аніонами CO₃⁻² і HCO₃⁻¹. Залишок катіонів зв'язують у токсичні солі з хлором у послідовності, що вказана в табл. 6.3-6.7 [64].

Розрахунок кількості токсичних іонів в еквівалентах хлору здійснюють за формулою:

$$eCl^{-1(\text{токс.})} = Cl^{-1} + 0,2SO_4^{-2(\text{токс.})} + 0,4HCO_3^{-1(\text{токс.})} + 10CO_3^{-2(\text{токс.})}, \quad (6.1)$$

де $eCl^{-1(\text{токс.})}$ – сума токсичних солей в еквівалентах хлору, мекв/л; Cl^{-1} – сума хлоридів, мекв/л; $SO_4^{-2(\text{токс.})}$ – сума токсичних сульфатів, мекв/л; $HCO_3^{-1(\text{токс.})}$ – сума токсичних гідрокарбонатів, мекв/л; $CO_3^{-2(\text{токс.})}$ – сума токсичних карбонатів, мекв/л.

Кількість токсичних іонів в еквівалентах хлору у воді р. Інгулець визначаємо за створами за формулою (6.1) згідно даних табл. 6.3-6.7:

- для створу с. Андріївка станом на 19.05.2015 р.

$$eCl^{-1(\text{токс.})} = 1,58 + 0,2 \cdot 8,14 + 0,4 \cdot 9,05 + 10 \cdot 0 = 6,83 \text{ мекв/л.}$$

- для створу с. Андріївка станом на 16.06.2015 р.

$$eCl^{-1(\text{токс.})} = 2,64 + 0,2 \cdot 6,83 + 0,4 \cdot 14,14 + 10 \cdot 0 = 9,66 \text{ мекв/л.}$$

- для створу с. Андріївка станом на 01.07.2015 р.

$$eCl^{-1(\text{токс.})} = 0,66 + 0,2 \cdot 6,63 + 0,4 \cdot 7,46 + 10 \cdot 0 = 4,97 \text{ мекв/л.}$$

- для створу с. Андріївка станом на 12.08.2015 р.

$$eCl^{-1(\text{токс.})} = 1,70 + 0,2 \cdot 6,20 + 0,4 \cdot 10,09 + 10 \cdot 0 = 6,98 \text{ мекв/л.}$$

- для створу с. Андріївка станом на 08.09.2015 р.

$$eCl^{-1(\text{токс.})} = 5,00 + 0,2 \cdot 11,00 + 0,4 \cdot 37,32 + 10 \cdot 0 = 22,13 \text{ мекв/л.}$$

Вміст загальної лужності оцінюється наявністю гідрокарбонат-іонів (HCO_3^{-1}). За даними на 2015 рік в створі біля с. Андріївка вміст загальної лужності у воді р. Інгулець становив 4,16-12,70 мекв/л (див. табл. 6.1).

Вміст лужності від нормальних карбонатів оцінюється наявністю іонів CO_3^{-2} . Так як у водах р. Інгулець карбонатів не виявлено згідно даних [53], то цей показник дорівнює 0.

Вміст токсичної лужності ($\text{HCO}_3^{-1}\text{-Ca}^{+2}$) визначається тією часткою аніону HCO_3^{-1} , яка не зв'язана з кальцієм. За нормальних умов (температура від 17 до 20 °С, нормальний парціальний тиск CO_2 – 3040 Па) з кальцієм може зв'язуватись від 1,5 до 2,0 мекв/л HCO_3^{-1} , в середньому – 1,75 мекв/л. Для вод р. Інгулець біля с. Андріївка $\text{HCO}_3^{-1}\text{-Ca}^{+2} = 2,41 \div 10,70$ мекв/л (див. табл. 6.3-6.7).

Величина рН – водневий показник характеризує середовище (лужне, нейтральне чи кисле) і визначається на підставі хімічного аналізу. Для вод р. Інгулець біля с. Андріївка $\text{pH} = 7,8 \div 8,3$.

6.2 Оцінка якості зрошувальної води за небезпекою вторинного засолення

Вторинне засолення ґрунту може виникнути за рахунок накопичення легко-розчинних солей в ґрунтовому профілі, що містить зрошувальна вода. Оцінку небезпеки вторинного засолення здійснюють на підставі показника загальної концентрації токсичних іонів (в еквівалентах хлору) з врахуванням гранулометричного складу ґрунтів згідно табл. 6.13.

Таблиця 6.13 – Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою вторинного засолення ґрунту

Концентрація токсичних іонів за групами ґрунтів, мекв/л			Клас якості води
піщаний та супіщаний	легко- і середньосуглинковий	важкосуглинковий та глинистий	
Менше 15 15-40	Менше 10 10-30	Менше 5 5-25	I II

Для створу с. Андріївка станом на 19.05, 16.06, 12.08.2015 р. концентрація токсичних іонів в еквівалентах хлору складає 6,83÷9,66 мекв/л, то вода відноситься до I класу і є «Придатною без обмежень» для піщаних, супіщаних, легко і середньо суглинкових ґрунтів, а також води відносяться до II класу «Обмежено придатні» для важкосуглинкових і глинистих ґрунтів, які розповсюджені в Криворізькому і Широкіському районах. Отже, вторинне засолення при поливі такою водою в першому випадку не повинне відбуватись, а вдругому випадку – слід очікувати розвиток небезпечного процесу.

Для створу с. Андріївка станом на 01.07.2015 р. концентрація токсичних іонів в еквівалентах хлору складає 4,97 мекв/л, то вода відноситься до I класу і є «Придатною без обмежень» для всіх типів ґрунтів. Вторинне засолення при поливі такою водою не повинне відбуватись.

Для створу с. Андріївка станом на 08.09.2015 р. концентрація токсичних іонів в еквівалентах хлору складає 22,13 мекв/л, то вода відноситься до II класу і є «Обмежено придатною» для всіх типів ґрунтів. Отже, наявний ризик розвитку вторинного засолення під час зрошення водою р. Інгулець.

6.3 Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою підлуження ґрунту

При зрошенні содовою водою, можливе підлуження ґрунту. Оцінку небезпеки підлуження здійснюють на підставі комплексної оцінки більшості (не менше двох) показників: рН; токсичної лужності і лужності від нормальних карбонатів (табл. 6.15) [66].

Розглянемо у хронологічній послідовності якісні показники води р. Інгулець за створом с. Андріївка.

Таблиця 6.15 – Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою підлу-
ження ґрунту

Показник якості води	Група ґрунту за лужно-кислотним показником			Клас якості води
	кислий	нейтральний	лужний	
рН	Менше 8,2	Менше 8,0	Менше 7,6	I
CO ₃ ⁻² , мекв/л	Менше 0,3	-	-	
HCO ₃ ⁻¹ -Ca ⁺² , мекв/л	Менше 2,5	Менше 2,0	Менше 1,5	
рН	8,2-9,0	8,0-8,8	7,6-8,5	II
CO ₃ ⁻² , мекв/л	0,3-0,9	0,1-0,6	0,1-0,3	
HCO ₃ ⁻¹ -Ca ⁺² , мекв/л	2,5-6,0	2,0-5,0	1,5-4,5	

Для створу с. Андріївка станом на 19.05.2015 р. отримано: CO₃⁻²=0, що від-
повідає I класу якості води для кислих, нейтральних і лужних ґрунтів, за величи-
ною водневого показника рН=8,0 – відповідає I класу якості води для кислих ґру-
нтів і до II класу якості води для нейтральних і лужних ґрунтів, а за показником
токсичної лужності HCO₃⁻¹-Ca⁺²=3,33 мекв/л – до II класу якості води для кислих,
нейтральних і лужних ґрунтів. Отже, умовно дану воду можна віднести до I класу
«Вода придатна до зрошення без обмежень» на кислих ґрунтах та до II класу
«Вода обмежено придатна» на нейтральних і лужних ґрунтах, оскільки наявна
небезпека їх підлушення.

Для створу с. Андріївка станом на 16.06.2015 р. отримано: CO₃⁻²=0, що від-
повідає I класу якості води для кислих, нейтральних і лужних ґрунтів, за величи-
ною водневого показника рН=8,2 – відповідає II класу якості води для кислих,
нейтральних і лужних ґрунтів, а за показником токсичної лужності HCO₃⁻¹-
Ca⁺²=4,64 мекв/л – до II класу якості води для кислих, нейтральних ґрунтів і не
придатною для зршення для лужних ґрунтів. Отже, умовно дану воду можна від-
нести до II класу «Вода обмежено придатна» на кислих і нейтральних ґрунтах та
не придатна для зрошення на лужних ґрунтах, оскільки наявна небезпека їх під-
лушення.

Для створу с. Андріївка станом на 01.07.2015 р. отримано: CO₃⁻²=0, що від-
повідає I класу якості води для кислих, нейтральних і лужних ґрунтів, за величи-
ною водневого показника рН=8,1 – відповідає I класу для кислих ґрунтів та II
класу якості води для нейтральних і лужних ґрунтів, а за показником токсичної
лужності HCO₃⁻¹-Ca⁺²=2,41 мекв/л – до I класу для кислих ґрунтів та до II класу
якості води для нейтральних і лужних ґрунтів. Отже, умовно дану воду можна
віднести до I класу «Вода придатна до зрошення без обмежень» на кислих ґрун-
тах та до II класу «Вода обмежено придатна» на нейтральних і лужних ґрунтах,
оскільки наявна небезпека їх підлушення.

Для створу с. Андріївка станом на 12.08.2015 р. отримано: CO₃⁻²=0, що від-
повідає I класу якості води для кислих, нейтральних і лужних ґрунтів, за величи-
ною водневого показника рН=8,3 – відповідає II класу для кислих, нейтральних і
лужних ґрунтів, а за показником токсичної лужності HCO₃⁻¹-Ca⁺²=3,45 мекв/л –
до II класу якості води для кислих, нейтральних і лужних ґрунтів. Отже, умовно

дану воду можна віднести до до II класу «Вода обмежено придатна» на кислих, нейтральних і лужних ґрунтах, оскільки наявна небезпека їх підлуження.

Для створу с. Андріївка станом на 08.09.2015 р. отримано: $\text{CO}_3^{-2}=0$, що відповідає I класу якості води для кислих, нейтральних і лужних ґрунтів, за величиною водневого показника $\text{pH}=8,1$ – відповідає I класу для кислих і II класу якості для нейтральних і лужних ґрунтів, а за показником токсичної лужності $\text{HCO}_3^{-1}\text{-Ca}^{+2}=10,70$ мекв/л – не придатна для зрошення на будь-яких типах ґрунтів. Отже, вода не придатна для поливу на кислих, нейтральних і лужних ґрунтах, оскільки наявна небезпека підлуження зрошуваних земель із-за підвищеного вмісту токсичної лужності.

Таким чином, поверхневі води біля с. Андріївка, як правило, відносяться до I класу «Вода придатна до зрошення без обмежень» на кислих ґрунтах та до II класу «Вода обмежено придатна» на нейтральних і лужних ґрунтах. Значні коливання якісних показників води у часі обумовлюють небезпеку підлуження зрошуваних земель із-за підвищеного вмісту токсичної лужності.

6.4 Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою її токсичного впливу на рослини

При надмірній наявності легкорозчинних солей у зрошувальній воді, вони можуть токсично впливати на рослини і зменшувати їх врожайність. Оцінку якості за небезпекою токсичного впливу виконують за вмістом загальної і токсичної лужності, а також за вмістом лужності від нормальних карбонатів і вмістом хлору (табл. 6.16) [66].

Таблиця 6.16 – Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою її токсичного впливу на рослини

Показник якості води, мекв/л				Клас якості води
HCO_3^{-1}	$\text{HCO}_3^{-1}\text{-Ca}^{+2}$	CO_3^{-2}	Cl^{-1}	
Менше 3,5	Менше 2,0	-	Менше 3,0	I
3,5-8,5	2,0-5,0	Менше 0,6	3,0-15,0	II

Оцінку якості зрошувальної води за небезпекою її токсичного впливу на рослини виконуємо у табличній формі (табл. 6.16).

За небезпекою токсичного впливу на рослини зрошувальну воду р. Інгулець необхідно віднести до II класу «Вода обмежено придатна». Відмічається поступове погіршення якісних показників за течією. Так, у створі Карачунівського водосховища, як правило, два показники з чотирьох було віднесено до II класу згідно табл. 6.16, а біля с. Андріївка – три з чотирьох. За результатами оцінки виявлений випадок 08.09.2015 р. в створі с. Андріївка, коли води річки зовсім не придатні для зрошення із-за перевищення граничних обмежень за такими показниками якості води, як HCO_3^{-1} , $\text{HCO}_3^{-1}\text{-Ca}^{+2}$, Cl^{-1} .

Таблиця 6.16 – Визначення небезпеки токсичного впливу зрошувальної води на рослини

Створ	Показник якості води, мекв/л				Результуючий клас якості води для створу
	HCO_3^{-1}	$\text{HCO}_3^{-1}\text{-Ca}^{+2}$	CO_3^{-2}	Cl^{-1}	
Ствір на р. Інгулець с. Андріївка					
19.05.2015 р.	5,08	3,33	-	9,05	
Клас якості води	II	II	I	II	II
16.06.2015 р.	6,64	4,64	-	14,14	
Клас якості води	II	II	I	II	II
01.07.2015 р.	4,16	2,41	-	7,46	
Клас якості води	II	II	I	II	II
12.08.2015 р.	5,2	3,45	-	10,09	
Клас якості води	II		I	II	II
08.09.2015 р.	12,70	10,70	-	37,32	
Клас якості води	Не придатна	Не придатна	I	Не придатна	Не придатна

6.5 Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою осолонцювання ґрунтів за методом І.П. Айдарова і О.І. Голованова

Осолонцювання ґрунту може виникнути при надмірній кількості іонів натрію у зрошувальній воді, які можуть переходити до ґрунтового поглинаючого комплексу. Негативно на процеси осолонцювання можуть впливати і наявність іонів магнію. Оцінку за небезпекою осолонцювання здійснюють за величиною відношення (у відсотках) суми лужних катіонів натрію і калію до суми всіх катіонів (мекв/л) з урахуванням протисолонцюючої буферності і гранулометричного складу ґрунтів, величини відношення в зрошувальній воді магнію до кальцію і складу води за небезпекою засолення чи підлучення ґрунтів (табл. 6.17) [67].

Таблиця 6.17 – Оцінювання якості зрошувальної води за небезпекою осолонцювання ґрунту

Відношення суми лужних катіонів натрію і калію (мекв) до суми всіх катіонів, %			Клас якості зрошувальної води
ґрунт піщаний і супіщаний, суглинковий високобуферний	ґрунт суглинковий низько- і середньобуферний, глинистий високобуферний	ґрунт глинистий низько- і середньобуферний	
< 50	< 50	-	I
Клас зрошувальної води за небезпекою засолення чи підлучення – II	Клас зрошувальної води за небезпекою засолення чи підлучення – I	-	II
-	-	40-60	
-	-	Клас зрошувальної води за небезпекою засолення чи підлучення – I	

Отримані величини відношення суми лужних катіонів натрію і калію до суми їх катіонів коригують залежно від показника відношення в зрошувальній воді катіонів магнію до катіонів кальцію, так як при високому вмісті іонів магнію можливе осолонцювання магнієм. Якщо відношення катіонів магнію до катіонів кальцію більше одиниці, то відношення катіонів натрію і калію до суми всіх катіонів (у відсотка) збільшують на ту кількість одиниць, що відповідає кількості десятих частинок від відношення магнію до кальцію.

За даними хімічних аналізів вод р. Інгулець відношення суми лужних катіонів натрію і калію (мекв) до суми всіх катіонів складає 43-48 % (див. табл. 6.1). За даними табл. 6.2 відношення концентрації катіону магнію до концентрації катіону кальцію менше 1 ($\frac{Mg^{+2}}{Ca^{+2}} = 0,84$) зафіксовано лише 16.06.2015 р. в створі Карачунівського водосховища, то відсоток катіонів Na^{+1} непотрібно коригувати лише відносно цих даних. За всіма іншими результатами спостережень за якісним станом вод співвідношення $Mg^{+2}/Ca^{+2} = 1,11 \div 1,35 > 1$ (див. табл. 6.2). Отже, відношення катіонів натрію і калію до суми всіх катіонів (у відсотка) необхідно збільшити на ту кількість одиниць, що відповідає кількості десятих частинок від відношення магнію до кальцію.

Для чорноземів звичайних, що знаходяться в степовій зоні і північній її підзоні активність кальцію ґрунтового розчину складає 6-9 мекв/л. При цьому буферність ґрунту можна визначити як середню.

При отриманому значенні відношення суми лужних катіонів до суми всіх катіонів 43-48 % і першому класі за небезпекою засолення та під луження (див. табл. 6.17), зрошувальну воду для ґрунтів суглинкового низько- і середньобуферного, глинистого високо буферного, глинистого низько- і середньобуферного необхідно віднести до першого класу за небезпекою осолонцювання, а для ґрунту піщаного і супіщаного, суглинкового високобуферного необхідно віднести до другого класу за небезпекою осолонцювання.

Оцінку якості зрошувальної води за небезпекою осолонцювання можна також здійснювати і за іншими методами. В основі методу, запропонованого І.П. Айдаровим та О.І. Головановим, лежить визначення коефіцієнту K за формулою:

$$K = \frac{Na^{+1}}{Ca^{+2} + Mg^{+2}} \cdot 100\%, \quad (6.2)$$

де Na^{+1} , Ca^{+2} , Mg^{+2} – вміст зазначених іонів у зрошувальній воді в мекв/л.

Для території зі слабодренованими темно-каштановими ґрунтами, схильними до осолонцювання, рекомендується $k \leq 25$ % при загальній концентрації солей 0,7-0,8 г/л, $pH \leq 7,5$. Для південних чорноземів $k \leq 15$ % при концентрації солей 0,5-0,6 г/л і $pH < 7,5$.

Розрахунки коефіцієнту К зводимо в табл. 6.18.

Таблиця 6.18 – Оцінка якості зрошувальної води за небезпекою осолонцювання за методом І.П. Айдарова і О.І. Голованова

Ствір	Дата	Значення коефіцієнту К, %	Якість води
Ствір на р. Інгулець с. Андріївка			
1	19.05.2015	101,0	Не придатна
2	16.06.2015	141,8	Не придатна
3	01.07.2015	85,7	Не придатна
4	12.08.2015	113,2	Не придатна
5	08.09.2015	139,9	Не придатна

Результати розрахунків за методом І.П. Айдарова і О.І. Голованова показали, що вода р. Інгулець не придатна для зрошення протягом всього вегетаційного періоду за даними створу с. Андріївка для будь-яких ґрунтів, оскільки можливе проявлення осолонцювання. Це обумовлено підвищеним вмістом розчинених солей у поверхневих водах.

6.6 Оцінка придатності води для зрошення за методом Стеблера з урахуванням небезпеки щодо осолонцювання зрошуваних земель

За вмістом у воді хлоридів і сульфатів натрію Стеблер запропонував розрахувати лужну характеристику, яка виражається іригаційними коефіцієнтами. Іригаційний коефіцієнт прийнято виражати шаром води в дюймах, що вміщує лугів стільки, скільки вистачить для створення токсичного середовища в шарі ґрунту потужністю 1,2 м для більшості культурних рослин (табл. 6.19) [68].

Таблиця 6.19 – Лужна характеристика вмісту у воді хлоридів і сульфатів натрію

Тип води	Співвідношення концентрацій, ммоль/л *	Лужна характеристика (іригаційний коефіцієнт)
1	$[Na^+] - [Cl^-] \leq 0$	$K = \frac{288}{5 \cdot [Cl^-]}$
2	$0 < [Na^+] - [Cl^-] < [SO_4^{2-}]$	$K = \frac{288}{[Na^+] + 4 \cdot [Cl^-]}$
3	$[Na^+] - [Cl^-] - [SO_4^{2-}] > 0$	$K = \frac{288}{10 \cdot [Na^+] - 5 \cdot [Cl^-] - 9 \cdot [SO_4^{2-}]}$

Примітка. $[Na^+]$ * – вміст будь-якого іону в молярній концентрації.

Оцінка придатності води р. Інгулець для зрошення за методом Стеблера наведено у табл. 6.20.

За величиною коефіцієнта К визначають якість іригаційних вод: добра ($K > 18$), задовільна (18-8), незадовільна (8-1,2) і непридатна ($K < 1,2$).

Отже, вода р. Інгулець у створі с. Андріївка оцінена як незадовільної якості та визначення непридатною для зрошення.

6.7 Оцінка придатності води для зрошення за методом І.М. Антипова-Каратаєва і Г.М. Кадора

Метод І.А. Антипова-Катаєва ґрунтується на залежність критичного вмісту солей від загальної мінералізації води:

$$\frac{\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}}{\text{Na}^{+1}} \geq 0,23 \cdot C, \quad (6.3)$$

де C – загальна мінералізація, г/л.

За результатами розрахунків, виконаних у табличній формі, нерівність справджується, тобто осолонцювання не повинне мати місця (див. табл. 4.21). Отже, води р. Інгулець придатні для зрошення.

Аналогічний метод запропонував Г.М. Кадор, а саме оцінювати воду для іригації за її здатністю до осолонцювання ґрунтів (вбирання ґрунтом катіонів натрію, магнію) за коефіцієнтом іонного обміну між водою та ґрунтом (K) [66]:

$$K = \frac{[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]}{[\text{Na}^{+}] \cdot 0,23 \cdot C}, \quad (6.4)$$

де $[\text{Ca}^{2+}]$, $[\text{Mg}^{2+}]$, $[\text{Na}^{+}]$ – концентрація катіонів, ммоль/л;
 C – мінералізація води, г/л.

Вода придатна для зрошення, якщо $K > 1$ і непридатна – якщо $K < 1$.

Розрахунки зведено у табл. 6.21 (див. табл. 6.20).

Результати розрахунків за методом І.М. Антипова-Каратаєва і Г.М. Кодора показали, що вода р. Інгулець придатна для зрошення біля с. Андріївка протягом всього поливного періоду.

6.8 Визначення якості води для іригації з урахуванням коефіцієнту осолонцювання

Класифікацію зрошувальної води за її здатністю до осолонцювання ґрунтів дає департамент сільського господарства США за коефіцієнтом осолонцювання [68]:

$$\text{SAR} = \frac{[\text{Na}^{+}]}{\sqrt{\frac{[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]}{2}}}, \quad (6.5)$$

де SAR – коефіцієнт осолонцювання;

$[\text{Ca}^{2+}]$, $[\text{Mg}^{2+}]$, $[\text{Na}^{+}]$ – концентрація катіонів у воді, ммоль/л.

Таблиця 6.21 – Оцінка придатності води р. Інгулець для зрошення за методами І.М. Антипова-Каратаєва і Г.М. Кодора, коефіцієнтом осолонцювання SAR, О.М. Можайко та Г.Х. Воротника, М.Ф. Буданова

Ствір	Дата	Метод І.М. Антипова-Каратаєва			Метод Г.М. Кодора		Метод SAR		Метод О.М. Можайко та Г.Х. Воротника		Метод М.Ф. Буданов			
		Величина критичного вмісту солей	Значення (0,23·С)	Придатність для зрошення	Коефіцієнт іонного обміну між водою та ґрунтом	Придатність для зрошення	Коефіцієнт осолонцювання	Типи води	Перевірка умови	Якість води	Перевірка умови першої	Якість води	Перевірка умови другої	Якість води
с. Андріївка, 269,0 км														
1	19.05.2015	1.87	0.37	придатна	5,03	придатна	2,685	Слаболужна	0,284	безпечна	1,124	непридатна	0,535	придатна
2	16.06.2015	1.45	0.41	придатна	3,543	придатна	3,489	Слаболужна	0,338	безпечна	1,577	непридатна	0,689	придатна
3	01.07.2015	2.1	0.31	придатна	6,724	придатна	2,293	Слаболужна	0,261	безпечна	1,062	непридатна	0,476	придатна
4	12.08.2015	1.707	0.35	придатна	4,837	придатна	2,846	Слаболужна	0,302	безпечна	1,235	непридатна	0,586	придатна
5	08.09.2015	1.66	0.86	придатна	1,919	придатна	4,509	Слаболужна	0,308	безпечна	1,406	непридатна	0,602	придатна

За величиною SAR виділяється чотири типи води:

- слаболужна з малою небезпекою осолонцювання (0-10),
- середньолужна із середньою небезпекою осолонцювання (10-18),
- сильнолужна з великою небезпекою осолонцювання (18-26),
- дуже сильнолужна з найбільшою небезпекою осолонцювання (більше 26).

За результатами розрахунків, виконаних у табличній формі отримано, що води р. Інгулець придатні для зрошення за всіма створами, оскільки відносяться за величиною SAR до слаболужного типу води з малою небезпекою осолонцювання (табл. 6.21).

При оцінці якості води з точки зору небезпеки осолонцювання також враховують вміст катіонів у воді і мінералогічний склад ґрунту. Співвідношення катіонів у воді впливає на активність іонів натрію і його спроможність впроваджуватись в ґрунтовий поглинаючий комплекс, що враховує показник SAR. При поливах між зрошувальною водою і ґрунтом відбувається активна взаємодія, внаслідок якої формується новий склад ґрунтового розчину. Важливо встановити, в якому напрямку буде протікати цей процес.

Внаслідок взаємодії поливної води і ґрунту може розвиватись процес осідання карбонатів, що спостерігається при різному підлужуванні ґрунтового розчину, або навпаки – розчин кальцієвих солей ґрунту у випадку підкислення розчину поливними водами. Осідання кальцію призводить до збільшення в розчині відсоткового вмісту натрію і зростання величини SAR. Ця тенденція, пов'язана зі складом зрошувальних вод і враховується при розрахунку «уточненого SAR*» за формулою:

$$SAR^* = SAR \cdot [1 + (8,4 - pH_c)], \quad (6.6)$$

$$\text{де } pH_c = (pK_2 - pK_{CaCO_3}) + p(Ca + Mg) + p(Al_k).$$

Складові величини pH_c знаходимо за табл. 6.22, а розрахунки зводимо у табл. 6.23.

Таблиця 6.22 – Дані для визначення pH_c за додатками поправочного коефіцієнту для розрахунку SAR*

Концентрація іонів, мекв/л	$pK_2 - pK_{CaCO_3}$	$p(Ca + Mg)$	$p(Al_k)$
0,1	2,0	4,3	4,0
0,2	2,0	4,0	3,7
0,3	2,0	3,8	3,5
0,4	2,0	3,7	3,4
0,5	2,1	3,6	3,3
0,75	2,1	3,4	3,1
1,0	2,1	3,3	3,0
1,25	2,1	3,2	2,9
1,5	2,1	3,1	2,8
2,0	2,2	3,0	2,7
2,5	2,2	2,9	2,6
3	2,2	2,8	2,5
4	2,2	2,7	2,4
5	2,2	2,6	2,3
6	2,2	2,5	2,2
8	2,3	2,4	2,1
10	2,3	2,3	2,0
12	2,3	2,2	1,9
15	2,3	2,1	1,8
20	2,4	2,0	1,7
30	2,4	1,9	1,5
50	2,5	1,6	1,3
100	2,5	1,5	1,2

Таблиця 6.23 – Визначення «уточненого SAR*» за даними створу на р. Інгулець біля с. Андріївка за 2015 р.

Створ	Концентрація іонів, мекв/л	Різниця між другою константою дисоціації H_2CO_3 і множенням розчинності $CaCO_3$, що розрахована, виходячи з іонної сили води $pK_2 - pK_{CaCO_3}$	Активність іонів лужно-земельних металів $p(Ca + Mg)$	Поправка на загальну лужність $p(Al_k)$	Величина SAR	Значення pH_c	Величина SAR*	Небезпека осолонцювання
19.05.15	51,06	2,5	1,5	1,2	2,685	5,2	11,28	зменшується
16.06.15	62,44	2,5	1,5	1,2	3,489	5,2	14,65	зменшується
01.07.15	43,42	2,5	1,6	1,3	2,293	5,4	9,17	зменшується
12.08.15	50,7	2,5	1,5	1,2	2,846	5,2	11,95	зменшується
08.09.15	135,54	2,5 *	1,5 *	1,2 *	4,509	5,2	18,94	зменшується

Примітка: * Зазначені дані прийняті за граничною умовою концентрації іонів згідно табл. 6.22

Якщо величина pH_c (див. табл. 6.23), перевищує 8,4, то це свідчить про тенденцію розчинення карбонату кальцію і перехід його у розчин. При цьому небезпека осолонцювання зменшується. Значення pH_c нижче 8,4 вказують на тенденцію випадіння карбонату кальцію в осадок і тим самим – на збільшення небезпеки осолонцювання. Отже, у створі р. Інгулець с. Андріївка спостерігається низька небезпека осолонцювання. Отримані результати є сумнівними, оскільки зафіксоване погіршення якості води в нижній течії річки.

6.9 Оцінка придатності води для зрошення за методом О.М. Можайко і Г.Х. Воротник

О.М. Можайко та Г.Х. Воротник пропонують якість води для зрошення оцінювати за відношенням вмісту (кількості) $[Na^+] + [K^+]$ до суми вмісту всіх катіонів, ммоль/л [68]:

$$\frac{[Na^+] + [K^+]}{\sum K_{am}}, \quad (6.7)$$

якщо це відношення дорівнює 0,75 – вода дуже небезпечна для осолонцювання ґрунтів; 0,66 – 0,75 – вода небезпечна стосовно осолонцювання ґрунтів; 0,65 і менше – безпечна.

Розрахунки за формулою (6.6) зведено у табл. 6.21.

Результати оцінки наступні: води р. Інгулець безпечні, а отже придатні для зрошення. Слід звернути увагу, що даний метод не враховує підвищений вміст мінералізації поверхневих вод.

6.10 Оцінка придатності води для зрошення з урахуванням небезпеки осолонцювання за методом М.Ф. Буданова

М.Ф. Буданов виділив для півдня України вісім іригаційних типів води залежно від її мінералізації, жорсткості, співвідношення концентрацій натрію і калію, а також натрію та суми кальцію з магнієм. Уся вода з мінералізацією 1-3г/л може використовуватись для зрошення, якщо частка від ділення суми концентрацій кальцію і магнію не буде перевищувати 4 для середньо- та важко суглинистих ґрунтів. Відносно здатності до осолонцювання ґрунтів вода непридатна для зрошення, якщо [68]:

$$\frac{[\text{Na}^+]}{[\text{Ca}^{2+}]} > 1 \quad \text{або} \quad \frac{[\text{Na}^+]}{[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]} > 0,7. \quad (6.8)$$

За результатами розрахунків, які зведено в табл. 6.4, отримано наступне: перевірка першого співвідношення формули (6.4) показала, що води Карачунівського водосховища придатні для зрошення, а нище за течією – непридатні; перевірка другої умови згідно формули (6.4) виявила, що води придатні для зрошення за всіма проаналізованими створами.

Таким чином, за різними показниками вода оцінюється як придатна або непридатна для зрошення. Вище зазначені методи не враховують «особливість» забруднення р. Інгулець, а саме техногенний вплив гірничодобувних підприємств Кривбасу. Наприклад, жодний метод не враховує підвищенні концентрації важких металів у воді. Лише методи, запропоновані О.М. Костяковим, І.М. Антиповим-Каратаєвим і Г.М. Кодором враховують підвищений вміст мінералізації, що притаманно для річок гірничодобувних районів. Ці методики не досконалі і потребують уточнень. Під час оцінки якості води для зрошення необхідно врахувати комплекс природно-меліоративних та меліоративно-гідрохімічних умов, а також особливості конструкції, експлуатації та режиму роботи зрошувальних систем.

6.11 Оцінка небезпеки осолонцювання іонами магнію при зрошенні водами р. Інгулець за методом Собольча та Дараба

Крім осолонцювання ґрунту іонами натрію, можливе також осолонцювання іонами магнію [67-68]. Оцінку якості води за небезпекою осолонцювання ґрунтів іонами магнію можна здійснити за класифікацією Собольча та Дараба. Оцінюється вода за потенціальним вмістом магнію в поливній воді. Показник, вище якого магній негативно впливає на ґрунт, визначають за формулою:

$$\frac{[\text{Mg}^{+2}] \cdot 100}{[\text{Ca}^{+2}] + [\text{Mg}^{+2}]} \leq 50 \%. \quad (6.9)$$

Розрахунки зводимо у табл. 6.24.

Таблиця 6.24 – Оцінка придатності води р. Інгулець біля с. Андріївка для зрошення за методом Собольча та Дараба

Ствір	Потенціальним вмістом магнію в поливній воді	Небезпека осолонцювання іонами магнію
19.05.15	52,68	Повинно бути
16.06.15	56,55	Повинно бути
01.07.15	55,43	Повинно бути
12.08.15	52,82	Повинно бути
08.09.15	57,42	Повинно бути

За результатами оцінки якості води р. Інгулець за класифікацією Собольча та Дараба отримано, що осолонцювання ґрунтів іонами магнію повинне бути (див. табл. 6.24).

6.12 Характеристика іригаційних властивостей води за методом О.М. Костякова

О.М. Костяков характеризує іригаційні властивості води за її мінералізацією [68]: 1) вода, що містить не більше 400 мг/л розчинних солей, придатна для зрошення; 2) вода, що містить від 400 до 1000 мг/л розчинних солей, придатна з урахуванням усього комплексу умов і особливостей її використання; 3) вода, що містить від 1000 до 3000 мг/л розчинних солей – непридатна для зрошення, оскільки спричинює засолення ґрунтів. Аналіз якості води р. Інгулець за методом О.М. Костякова зведено в табл. 6.25.

Таблиця 6.25 – Оцінка придатності води р. Інгулець біля с. Андріївка для зрошення за методом О.М. Костякова

№	Дата	Мінералізація, г/л	Перевірка умови	Характеристика іригаційних властивостей води
1	19.05.2015	1616	1000 ÷ 3000	непридатна для зрошення
2	16.06.2015	1780	1000 ÷ 3000	непридатна для зрошення
3	01.07.2015	1358	1000 ÷ 3000	непридатна для зрошення
4	12.08.2015	1534	1000 ÷ 3000	непридатна для зрошення
5	08.09.2015	3760	–	непридатна для зрошення

За результатами теоретичних розрахунків за методом О.М. Костякова отримано, що поверхневі води біля с. Андріївка не придатні для зрошення зовсім. За методом О.М. Костякова передбачена максимальна мінералізація поверхневих вод 3,0 г/л, що вдвічі менше за фактичний вміст у воді біля с. Андріївка станом на 03.02.2015 р. (табл. 6.25).

Отже, вода р. Інгулець наділянці м. Кривий Ріг – с. Андріївка характеризується підвищеним вмістом розчинних солей і непридатна для зрошення, бо може викликати засолення ґрунтів.

6.13 Оцінка якості зрошувальної води р. Інгулець за термодинамічними показниками за методом Дебая-Гюккеля

Рекомендовано [69] для характеристики реальних систем, що утворюються при взаємодії зрошувальних вод з ґрунтами, виходячи із термодинамічного принципу їх взаємозв'язку запропоновано використовувати спряжене визначення показників активності іонів H^{+1} , Ca^{+2} , Na^{+1} в зрошувальних водах і рівновеликих ґрунтових розчинах. Виражені через їх від'ємні логарифми (рН, рСа, рНа), названі показники є фізико-хімічними, що відображають відповідно кислотно-лужні (рН), буферні (рСа) і солонцеві (рНа) властивості ґрунтів.

Для оперативного контролю якості зрошувальних вод можна користуватись розрахунковим методом визначення показників активності іонів. При цьому розрахунок коефіцієнтів активності здійснюють за формулою Дебая-Гюккеля, яка дозволяє з певною точністю знаходити коефіцієнти активності іонів в розчинах, іонна сила яких не перевищує 0,06. Іонну силу розчину μ розраховують за формулою:

$$\mu = \frac{1}{2} \sum c_i \cdot z_i^2, \quad (6.10)$$

де c_i – концентрація i -го іону, моль/л; z_i – заряд i -го іону.

Для переходу від концентрації іонів в мг/л до моль/л необхідно перевести спочатку в г/л, тобто значення в мг/л розділити на 1000, потім розділити отримані значення на молярну масу. Молярна маса залежить від молекулярної маси хімічних елементів, що входять до даних іонів і не залежить від їх заряду. Отримані значення в моль/л будуть відрізнятися від мекв/л для двовалентних іонів (табл. 6.26).

Визначення іонної сили за формулою (6.10) зводимо у табл. 6.27.

Таблиця 6.26 – Перерахунок концентрації іонів в зрошувальній воді р. Інгулець біля с. Андріївка в різні форми

Дата відбору проби	Показник	Аніони				Катіони			Сума іонів
		CO_3^{-2}	HCO_3^{-1}	Cl^{-1}	SO_4^{-2}	Ca^{+2}	Mg^{+2}	Na^{+1}	
19.05.15	мг/л	-	310	321,3	547,3	120,2	80,3	310	1689,1
	моль/л	-	0,0051	0,0091	0,0057	0,003	0,0033	0,0135	0,0397
16.06.15	мг/л	-	405	502,1	501	112,2	87,6	405	2012,9
	моль/л	-	0,0066	0,0141	0,0052	0,0028	0,0037	0,0176	0,05
01.07.15	мг/л	-	254	265	484,3	104,2	77,8	254	1439,3
	моль/л	-	0,0042	0,0075	0,005	0,0026	0,0032	0,011	0,0335
12.08.15	мг/л	-	317	358,1	483,1	112,2	75,4	317	1662,8
	моль/л	-	0,0052	0,0101	0,005	0,0028	0,0031	0,0138	0,04
08.09.15	мг/л	-	775	1324,9	851,8	240,5	194,6	775	4161,8
	моль/л	-	0,0127	0,0373	0,0089	0,006	0,0081	0,0337	0,1067

Таблиця 6.27 – Оцінка якості зрошувальної води р. Інгулець біля с. Андріївка за термодинамічними показниками за методом Дебая-Гюккеля на основі перерахунку концентрації іонів в зрошувальній воді в різні форми

Дата відбору проби	Іонна сила розчину μ	Коефіцієнт активності f		Активність іону a		Натрієво-кальцієвий потенціал	Буферність ґрунту	Водно-натрієвий потенціал	Буферність ґрунту	Відношення потенціалів	Буферність ґрунту	Клас якості води
		одновалентний іон	Двовалентний іон	a_{Ca} , моль/л	a_{Na} , моль/л							
19.05.15	0,0379	0,83	0,47	0,00141	0,01121	0,525	висока	6,049	висока	11,52	висока	II
16.06.15	0,0426	0,82	0,45	0,00126	0,01443	0,391	висока	6,359	висока	16,26	**	II
01.07.15	0,0330	0,83	0,49	0,001274	0,00913	0,592	висока	6,06	висока	10,24	висока	II
12.08.15	0,0364	0,83	0,49	0,001372	0,01145	0,51	висока	6,359	висока	12,47	висока	II
08.09.15	00879	0,80 *	0,40 *	0,0024	0,02696	0,259	**	6,531	висока	25,22	**	II

Примітка: * Коефіцієнт активності обрано за максимальними граничними значеннями згідно [69].

** Значення термодинамічних потенціалів зрошувальної води лежать поза межами умов визначення буферності згідно [69]

Величину активності іонів кальцію і натрію визначаємо за формулою [59]:

$$a = c \cdot f, \quad (6.11)$$

де a – активність іону, моль/л; c – концентрація іону, моль/л; f – коефіцієнт активності який визначають за (табл. 6.28) [64] залежно від μ (табл. 6.27).

Результати розрахунків величин активності іонів a_{Ca} і a_{Na} наведено у табл. 6.28.

Таблиця 6.28 – Значення коефіцієнтів активності при різній іонній силі [64]

Іонна сила μ	Коефіцієнт активності f	
	одновалентний іони	двовалентний іони
0,001	0,96	0,86
0,002	0,95	0,79
0,003	0,95	0,74
0,004	0,93	0,73
0,005	0,92	0,72
0,006	0,92	0,69
0,007	0,92	0,67
0,008	0,91	0,66
0,009	0,90	0,64
0,010	0,89	0,63
0,015	0,88	0,59
0,020	0,87	0,55
0,025	0,85	0,53
0,030	0,84	0,50
0,035	0,83	0,49
0,040	0,83	0,47
0,045	0,82	0,45
0,050	0,81	0,44
0,055	0,80	0,42
0,060	0,80	0,40

Показники pCa і pNa визначають як від'ємні логарифми від активності іонів за формулами [67]:

$$pCa = -\lg(a_{Ca}), \quad (6.12)$$

$$pNa = -\lg(a_{Na}). \quad (6.13)$$

Дані розрахунків натрієво-кальцієвого потенціалу, що характеризує процес осолонцювання – $pNa-0,5pCa$, воднево-натрієвого потенціалу, який характеризує процес підлуження – $pH-pNa=7,8-2,57=5,23$, а також відношення потенціалів $\frac{pH - pNa}{pNa - 0,5pCa}$ наведено у табл. 6.27.

Оцінювання зрошувальної води за термодинамічними показниками здійснюємо відповідно до табл. 6.29 [67].

Таблиця 6.29 – Оцінювання якості зрошувальної води за термодинамічними показниками

Буферність ґрунту	Термодинамічні потенціали зрошувальної води			Клас якості води
	$pNa-0,5pCa$	$pH-pNa$	$\frac{pH-pNa}{pNa-0,5pCa}$	
Низька	Більше 1,35	3,0-4,0	Менше 3,0	I
Середня	Більше 1,25	3,0-4,5	Менше 3,6	
Висока	Більше 1,20	3,0-5,0	Менше 4,2	
Низька	1,35-0,65	4,0-5,0	3,0-7,0	II
Середня	1,25-0,55	4,5-6,0	3,6-11,0	
Висока	1,20-0,50	5,0-7,0	4,2-14,0	

За даними розрахунків (див. табл. 6.27) виявлена середня буферність ґрунту, яка підвищується вниз за течією. За даними нижнього створу отримані випадки підвищених значень натрієво-кальцієвого та воднево-натрієвого потенціалів, за якими не можна визначити буферність ґрунту. Отже, за всіма потенціалами і їх відношенням якість зрошувальної води р. Інгулець необхідно віднести до II класу, тобто «Вода обмежено придатна для зрошення». При використанні такої води необхідно застосовувати комплекс заходів для попередження деградації ґрунтів.

РОЗДІЛ 7

ОЦІНКА СТІЙКОСТІ ДАМБ ХВОСТОСХОВИЩ

7.1 Методи і принципи візуальної оцінки технічного стану дамб

Існування накопичувачів рідких відходів гірничозбагачувальних підприємств (хвостосховищ та шламонакопичувачів) небезпечно у зв'язку з ризиком неконтрольованого випорожнення в результаті руйнування захисних гребель (дамб), тому питанням безпечної експлуатації таких об'єктів необхідна особлива увага. Наразі в Україні є чинними відповідні норми і правила [29], які регламентують відповідні показники безпечної експлуатації, але даний документ не містить зручних у використанні інструкцій щодо швидкої оцінки рівня безпеки конкретного хвостосховища.

Для підвищення безпеки експлуатації хвостосховищ міжнародними експертами за результатами кількох проектів була розроблена «Методологія для підвищення безпеки хвостосховищ», остання версія якої узагальнена в [70]. У кількох з цих проектів автори приймали активну участь. Основною частиною методології є Контрольний список з питаннями щодо відповідності реального стану хвостосховища сучасним вимогам з технічної безпеки та Каталог заходів з пропозицією відповідних заходів на основі найкращих доступних технологій. Завдяки таким інструментам оператори хвостосховища можуть вчасно виявляти невідповідності мінімальному набору вимог безпеки в рамках самооцінки на хвостосховищі та обирати найкращі доступні технології в галузі сталого видобутку корисних копалин.

Контрольний список охоплює весь життєвий цикл хвостосховищ, тому він може виявити недоліки конструкції та невідповідні умови експлуатації, поліпшити готовність до аварійних ситуацій і допомогти в реалізації адекватного плану закриття та реабілітації. Завдяки йому регулярне навчання персоналу хвостосховища може покращити компетентності з ужиття профілактичних заходів та готовності до надзвичайних ситуацій. До того ж, надання громадськості результатів застосування Контрольного списку хвостосховищ та обговорення питань безпеки з місцевими громадам у формі громадських слухань може допомогти підвищити обізнаність суспільства про безпеку хвостосховищ та запобігання аваріям.

В рамках цієї методології окремо виділяється розділ, присвячений візуальному огляду хвостосховища, який є найважливішим елементом оцінки його безпеки. Він дає змогу швидко виявити відхилення від проекту та порушення нормального режиму експлуатації об'єкту. З часом кількість і якість таких відхилень збільшуватиметься, що відіб'ється в появі ознак, які вказують на проблеми безпечного функціонування хвостосховищ. Ці ознаки можна розбити на дві групи – явні, які добре проявляються візуально і допускають однозначну інтерпретацію, і неявні, приховані, неочевидні, не завжди помітні, викликають різні тлумачення, проте вони є першими сигналами того, що на хвостосховищі почалися процеси, які можуть призвести до серйозних проблем у майбутньому, але їх можна попередити у даний час.

Критично важливими елементами, що потребують чіткого визначення під час візуального огляду, є дренажна система хвостосховища, система дренажу дамби, у тому числі пристрої, здатні пропускати воду в разі перевищення нормального рівня води у хвостосховищі, відведення дренажних вод. Крім того, при використанні списку необхідні критерії стосовно наявності зовнішніх ознак впливу хвостосховища на навколишнє середовище, стану дамби, ознак її зсуву, руйнування або нестійкості. Нижче розглядаються деякі аспекти, на яких доцільно зосередитися інспектору під час відвідування огорожжуваних дамб хвостосховища.

1. Під час оцінки впливу на навколишнє середовище розглядаються зовнішні ознаки впливу в безпосередній близькості від хвостосховища: розсіювання хвостових матеріалів під дією вітру та водних потоків, зовнішні ознаки вод, що відводяться (колір, запах); стану рослинного покриву та ґрунту тощо. При цьому значна увага повинна приділятися встановленню кількості забруднюючих компонентів, дальності поширення забруднення від хвостосховища.

2. Для встановлення стану ґрунтів на зовнішній межі санітарно-захисної зони (СЗЗ) хвостосховища або за її межами розглядають ознаки ерозії ґрунтів, наявність або відсутність рослинного покриву. Якщо СЗЗ не визначено, то зовнішньою межею є межа ґричного або земельного відводу для хвостосховища. Ознакою порушення технічного стану дамби можуть вважатися осередкові або повсюдні прояви ерозії ґрунтів у зоні впливу хвостосховища, які по мірі віддалення від зовнішньої межі СЗЗ хвостосховища ступінь ерозії зменшується слабо або практично не змінюється. Якщо мають місце поодинокі незначні прояви ерозії ґрунтів на зовнішній межі СЗЗ хвостосховища, яка при віддаленні від зовнішньої межі СЗЗ хвостосховища різко знижується, то це не є ознакою незадовільного технічного стану, але ці зони потребують більш детальної уваги під час візуального обстеження.

3. Для рекультивації земель важливим питанням є збереження знятого шару ґрунту, а також стан місця його зберігання з урахуванням проектною документації. При цьому оцінюються ознаки поверхневої дощової або вітрової ерозії, перемішування знятого шару з іншими породами або матеріалами, що роблять його непридатним для рекультивації.

4. Технічний стан дамб визначається станом її поверхні та укосів. Якщо вони перебувають у нормальному стані, ознак порушень не видно або виявлено нерівномірні кути нахилу укосів, незначну ерозію (колії, канали, дрібні вимоїни), пов'язані з впливом атмосферних опадів, то це ознака візуально нормального технічного стану (рис. 7.1). При виявленні ознак зсуву та/або обпливання зовнішніх приповерхневих частин укосів, однозначно пов'язаних із впливом атмосферних опадів, надмірної поверхневої ерозії (яри та великі вимоїни), підвищеної зволоженості поверхні та укосів дамби (стояння води, розвиток вологолюбної рослинності – рис. 7.2, 7.3), наявність на дамбі вікових дерев із потужною кореневою системою, наявність популяції землерийних тварин (кріт, ховрах та ін.), то це ознака незадовільного технічного стану дамби.



Рисунок 7.1 – Зовнішній укіс дамби хвостосховища: дрібні вимоїни можуть призвести до утворення ярів

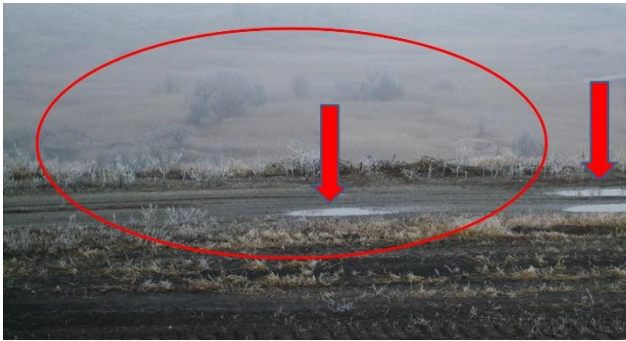


Рисунок 7.2 – Третій верхній уступ дамби хвостосховища. Надмірне перезволоження дамби, атмосферні опади не вбираються (Вид із другого уступу)



Рисунок 7.3 – Другий зверху зовнішній уступ дамби хвостосховища. Розвиток вологолюбної рослинності як ознака фільтрації

5. Дуже серйозна увага повинна приділятися наявності в тілі дамби ознак зсуву, руйнування або нестійкості. Ознаками зсуву є недоліки вирівнювання і прямолінійності гребеня греблі та берм (рис. 7.4), нерівномірність кутів нахилу; скати, злами. Ознаки руйнування проявляються тріщинами в тілі дамби і на дорогах (рис. 7.5), у дренажних каналах і трубопроводах поблизу хвостосховища (рис. 7.6, 7.7), зсувами на укосах (рис. 7.8, 7.9), провальними і суфозійними явищами в тілі дамби (рис. 7.10, 7.11). До ознак нестійкості можна віднести розвиток ділянок зосередженої фільтрації розчинів із чаші хвостосховища (струмки, джерела – рис. 7.12), ділянок розосередженої фільтрації розчинів (запітнівання матеріалів, що складають дамбу – рис. 7.13), сольові відкладення на укосах (рис. 7.14). Перераховані ознаки розглядаються і в місцях примикання дамби до бортів долини або зчленування декількох дамб. Якщо на дамбі хвостосховища проявляється щонайменше одна з перелічених ознак – це дуже тривожний сигнал про стан дамбі, близький до критичного.



Рисунок 7.4 – Зовнішній схил дамби хвостосховища. Похилений автодорожній відбійник і тріщина відриву в цьому місці – неявні ознаки зсуву ґрунту, що формується

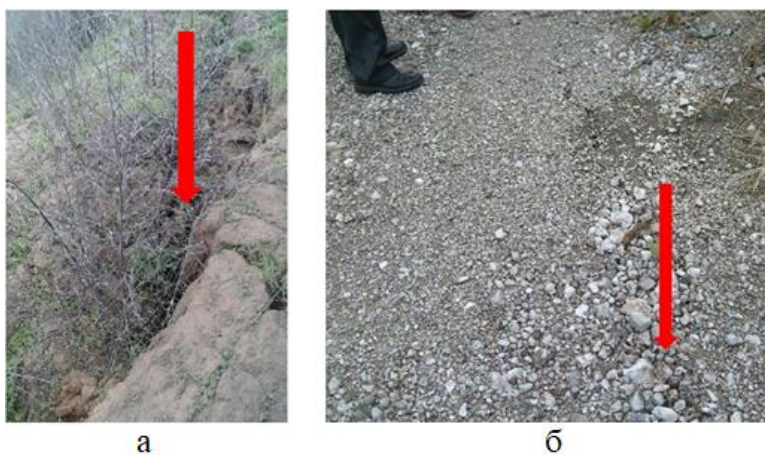


Рисунок 7.5 – Зовнішній борт дамби хвостосховища (ліворуч) і гребінь дамби хвостосховища (праворуч) із тріщинами відриву - явні ознаки виникнення зсуву ґрунту



Рисунок 7.6 – Внутрішній укіс дамби хвостосховища. Розмив унаслідок витоків зі шламових труб



Рисунок 7.7 – Нагірні дренажні канали та лотки. Неправильне відведення вод із території хвостосховища спричинило донну ерозію тальвегу балки/яру. Дренажна система може бути зруйнована при подальшому розвитку ерозії



Рисунок 7.8 – Зовнішній схил дамби. Текучий зсув ґрунту (опливіна), що свідчить про її сильне обводнення (Вид із дамби)



Рисунок 7.9 – Зовнішній схил дамби покинутого хвостосховища. Дерев'яний пальовий ряд вказує на зсув ґрунту, що зійшов



Рисунок 7.10 – Гребінь дамби хвостосховища. Скупчення солоної води, що призводить до суффізії матеріалу дамби



Рисунок 7.11 – Гребінь і схил дамби, складеної пухкими матеріалами. Отвори великого розміру в тілі греблі дамби свідчать про інтенсивну суффізію. Це вкрай неприпустиме явище



Рисунок 7.12 – Зовнішнє підніжжя дамби хвостосховища. Фільтрація води через дамбу і вихід у вигляді джерела (Вид із дамби)



Рисунок 7.13 – Бетонна дамба хвостосховища. Фільтрація води через пори в моноліті («сльози»)



Рисунок 7.14 – Зовнішні схили дамби хвостосховища. Відкладення солей унаслідок фільтрації розчинів через тіло дамби

6. Важливим є питання про наявність піонерної дамби (або дамб) і склад порід, з яких вона побудована. Відповідь на нього дається на підставі огляду дамби та аналізу проектної документації, при цьому враховується матеріал, що використовується для нарощування (хвості або інші матеріали), його дисперсність («грубий» матеріал може вказувати на більшу стійкість порівняно зі «звичайними» хвостами). Якщо проектом не передбачена піонерна дамба або вона перебуває в незадовільному (аварійному) технічному стані, тоді можливо виникнення небезпеки руйнування всієї дамби хвостосховища.

7. Дуже небезпечною ознакою незадовільного технічного стану дамби є ознаки або прояви витоків і просочування рідини з чаші хвостосховища (рис. 7.15). Взагалі, їх не повинно бути зовсім, але якщо на підставі огляду дамби виявлені ознаки неорганізованої фільтрації, визначені кількість і розмір ділянок височування та встановлені орієнтовний об'єм витікання через дамбу (вологе місце, краплі, потік, струмочок, постійний потік), має місце винос матеріалів хвостів – тоді необхідно негайно вживати заходів щодо недопущення руйнування всієї дамби.



Рисунок 7.15 – Центральна частина зовнішнього схилу дамби хвостосховища. Фільтрація у вигляді слабого замочування ґрунту

8. Однією з причин витoku рідини через тіло огорожуючої дамби є технічний стан гідрозахисних екранів або облицювання (рис. 7.16, 7.17). Дуже часто оцінити його стан неможливо, але якщо у будівельному проєкті хвостосховища засоби гідроізоляції не передбачені, то фільтраційні процеси через дамбу будуть продовжуватися та посилюватися. Нажаль, далеко не завжди можна з більш-менш впевнено оцінити стан гідроізоляційного захисту як непорушений або задовільний.



Рисунок 7.16 – Придонна внутрішня частина дамби хвостосховища. Порушення гідроізоляції внаслідок руйнування захисного покриття



Рисунок 7.17 – Внутрішня частина дамби хвостосховища. Зповзання бетонних плит, оголення і порушення плівкової гідроізоляції

9. Окрім гідроізоляційного захисту хвостосховище має бути обладнано поверхневим покриттям, яке запобігає пилінню. Особливе значення це має у випадку, коли зберігаються небезпечні або токсичні відходи. При візуальному огляді оцінюється стан покриття, його цілісність, відсутність ознак ерозії (рис. 7.18).



Рисунок 7.18 – Захисний екран на хвостосховищі з небезпечними відходами. Лінійна ерозія спричинена атмосферними опадами. Борозни утворилися внаслідок неправильного формування захисного екрана за допомогою бульдозера. Атмосферні води руйнують екран і накопичуються з внутрішньої сторони дамби, що може призвести до розмиву і виходу відходів на поверхню. Це неявна ознака поганого стану хвостосховища із серйозними проблемами, відсунутими в часі

10. У випадку, коли у хвостосховищі накопичуються кислі або лужні відходи, необхідно приділяти підвищену увагу ознакам активної корозії та розчинення матеріалів на металевих і бетонних елементах, що контактують із водою у ставку-відстійнику (рис. 7.19).



Рисунок 7.19 – Водоскид шахтного типу. Захисна решітка зруйнована корозією - водоскид не функціонує

11. Для оцінки очищення дренажних вод перед скиданням враховується стан дренажної мережі, наявність і технічний стан обладнання з очищення дренажних вод (8.4, 8.5).



Рисунок 7.20 – Аварійний водоскид хвостосховища із входами, заблокованими наносами



Рисунок 7.21 – Засмічений водоскидний канал хвостосховища

12. Для комплексної оцінки технічного стану дамб хвостосховищ під час візуального огляду необхідно звертати увагу на стан приладів, що надають різноманітну інформацію про процеси, які відбуваються в дамбі. До таких приладів відносяться колодязі, п'єзометри; інженерно-геологічні прилади (наприклад, інклінометри, екстензометри); пункти відбору проб води, ґрунту, повітря; свердловини з перевірки рівня та складу ґрунтових вод, також з перевірки порового тиску в дамбі; репери для контролю зсувів і просідань ґрунту; пости автоматизованого контролю. Завдяки їх штатній роботі можна своєчасно помітити початок розвитку небезпечних процесів у дамбі та запобігти їм.

7.2 Оцінка технічного стану дамб геофізичними методами

Розглянемо можливості застосування комплексу геофізичних методів у складі методу природного імпульсного електромагнітного поля Землі (ПЕМІПЗ) та методу вертикального електричного зондування (ВЕЗ) на дамбах хвостосховищ гірничо-збагачувальних комбінатів на прикладі хвостосховища «Дніпровське» яке можна вважати еталонним полігоном для вивчення ефективності різноманітних дистанційних методів.

Хвостосховище «Дніпровське» розміщене в заплаві р. Дніпро на правому березі на відстані приблизно 10 км вниз за течією від греблі Середньодніпровського водосховища. З півдня і заходу уздовж хвостосховища протікає р. Коноплянка, що впадає в р. Дніпро. Складування відходів переробки уранової сировини Придніпровським хімічним заводом (нині не працює) в хвостосховище проводилося з 1954 по 1968 р. способом гідронамиву. В результаті в ньому на сьогодні закладовано біля 12 млн.т. відходів переробки уранових руд із загальною оціночною активністю приблизно $1,4 \cdot 10^{15}$ Бк.

Дослідження, що проводилися в цьому районі багатьма колективами показують, що відбувається постійна фільтрація забруднених радіаційних розчинів з хвостосховища, які забруднюють ґрунти, рослини на прилеглих територіях, а також донні відкладення в р. Коноплянка.

За будовою хвостосховище відноситься до рівнинно-наливного типу та було створено шляхом споруди замкнутого контуру захисних дамб, протяжність периметру яких біля 4 км. Дамби зведені на алювіальних пісках і суглинках і в процесі експлуатації хвостосховища нарощувалися. Тіло дамб складає різномірний матеріал – від відходів коксохімічного виробництва (вуглисті шлаки, піски, супіски) і будівельного сміття (уламки цегли, цементний пил) до пилюватих і дрібних пісків і лесових суглинків і супісків. Протифільтраційні елементи, як в тілі дамби, так і в підставі чаші не закладені. Поверхня хвостосховища не спланована, поверхневий стік не організований. На низовому укосі дамби утворилися численні дрібні вимоїни, у її південній частині спостерігається просідання гребеня. Це свідчить про розвиток ерозійних процесів на поверхні дамби, які при одночасному підйомі рівня вод техногенного водоносного горизонту і розвитку суфозії, можуть призвести до її руйнування.

Складування відходів переробки уранової сировини в хвостосховище проводилося з 1954 по 1968 р. способом гідронамиву. В результаті в ньому на сьогодні заскладовано приблизно 12 млн. т (5,8 млн. м³) відходів переробки уранових руд. Абсолютна відмітка гребеня дамби до 1959 року складала 57,45 м, потім після нарощування досягла 61,3-64,2 м. Висота дамб змінюється від 6,0 до 11,8 м, ширина по гребеню 5-35 м, ширина по підставі – 80 м. У даний час східна і північно-східна ділянка захисної дамби хвостосховища протяжністю до 1600 м засипана шаром відходів коксохімічного виробництва потужністю 7-22 м.

Хвостосховище в 1976-1989 р. перекрите шаром фосфогіпсу товщиною від 1-5 м поблизу дамб до 19 м в центральній і східній частині чаші, який запобігає надходженню в атмосферну радіоактивних речовин при вітровому пилінні.

З півночі до хвостосховища прилягають відстійники коксохімічного виробництва, зі сходу – відстійник металургійного виробництва ПрАТ «Камет-Сталь», північно-західна частина території хвостосховища засипана вуглистими шлаками та відходами металургійного виробництва без проекту (рис. 7.22).

Статус хвостосховища як об'єкту підвищеної небезпеки спонукав до різноманітних досліджень усіх боків його існування, починаючи з моменту експлуатації до теперішнього стану зберігання відходів. Було проведені численні науково-практичні роботи, які мали за мету підвищення технічної та екологічної безпеки, але в зв'язку з ліквідацією виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» та створення на його базі державного підприємства «Бар'єр» багато матеріалів, в тому числі й конструкторська та виробнича документація по цьому об'єкту було втрачено.



Рисунок 7.22 – Сучасний стан хвостосховища «Дніпровське» за даними інтернет-порталу Google Earth

Наприкінці 2016 р. ТОВ «ЦРЕМ» під керівництвом професорів Орлінської О.В. і Пікарєні Д.С. були виконані дослідження «Проведення інструментального геофізичного та лабораторного обстеження дамби хвостосховища «Дніпровське» та розрахунок стійкості низового укосу дамби в рамках провадження ліцензійної діяльності ДП «Бар'єр»» [71]. В результаті застосування геофізичного електророзвідувального методу природного імпульсного електромагнітного поля Землі (ПЕМПЗ) на південно-східній дамбі хвостосховища виявлено дві зони з підвищеним рівнем стояння ґрунтових вод довжиною 60 м та 380 м. На південно-західній частині дамби також виявлені дві аналогічних зони довжиною 40 м та 20 м. В цих зонах було проведено інженерно-геологічне буріння 15 свердловин з відбором керну та лабораторним аналізом фізико-механічних властивостей порід. Лабораторні дані використані для оцінки гідрогеомеханічної стійкості низового відкосу огорожуючої дамби хвостосховища «Дніпровське». В результаті розрахунків встановлено, що значення коефіцієнту стійкості південно-східної частини дамби знаходяться в межах 1,78 – 3,02, що перевищує мінімальну критичну величину 1,2, тобто дамба має значний запас стійкості.

Аналіз робіт по дамбі хвостосховища «Дніпровське» показують, що основна увага приділялася південній частині хвостосховища, а саме південно-східній та південно-західній ділянкам огорожуючої дамби. І це зрозуміло, оскільки саме ці частини несуть небезпеку забруднення природними радіонуклідами річки Коноплянки та заплавної ґрунтів. Північна частина дамби завдяки її похованню під багатометровою товщею металургійних вугільних шлаків та фосфогіпсу вважалася стійкою та безпечною. Але після того, як почали розроблятися вугільні шламонакопичувачі, виникли небезпечні інженерно-геологічні явища – обвали, зсуви та розтріскування потужного шару фосфогіпсу, що становить небезпеку існування захисного покриття радіоактивних відходів. Ці процеси посилюються у 2019-2022 роках та викликають серйозне занепокоєння з боку як експлуатантів

хвостосховища, так й контролюючих органів (рис. 7.23). Саме тому виникла необхідність обстеження повного периметру захисної дамби та оцінки її гідрогеомеханічної стійкості.



Рисунок 7.23 – Прояви небезпечних інженерно-геологічних явищ – обвали, зсуви та розтріскування потужного шару фосфогіпсу на північній дамбі

У 2022 року проведена оцінка стійкості огорожуючих дамб хвостосховища «Дніпровське» в межах земельного відводу. Згідно з програмою виконувалися геофізичні дослідження із залученням електророзвідувальних методів природного імпульсного електромагнітного поля Землі (ПЕМПЗ) по гребню огорожуючих дамб за мережею спостереження 3×3 метри та вертикального електричного зондування (ВЕЗ). Результатом застосування цих методів стало виділення у плані ділянок зменшення щільності потоку імпульсів ПЕМПЗ, їх інтерпретація, визначення глибини рівнів ґрунтових вод у дамбі.

Дамба на хвостосховищі була умовно поділена на дві частини північну і південну, які мають різну будову, склад, функції та екологічну значущість. Якщо північна дамба відокремлює площу відводу хвостосховища від техногенних об'єктів інших підприємств, то південна дамба є опорною і захисною від відходів для прилеглих до хвостосховища територій. Це в першу чергу стосується долини р. Коноплянка, куди можуть потрапляти фільтрати зі хвостосховища при неналежному технічному стані південної дамби, тому цій частині дамби було приділено найбільшу увагу під час досліджень. Тут польові роботи проводились тільки у профільно-площинному варіанті. Вздовж дамби закладались 4 профілі з відстанню між ними 3 м, точки спостережень на них розташовувались теж через 3 м, тобто по квадратній мережі. Така квадратна мережа є оптимальною для виконання будь-яких геофізичних робіт.

Північна дамба досліджувалась також у профільно-площинному варіанті, як і при дослідженнях на південній частині дамби.

В ході проведення польових робіт на греблі виділялися прямолінійні ділянки так, щоб початок і кінець профілів знаходилися в межах бачення). Це пов'язане з особливостями побудови карт і застосовано для того, щоб уникнути додавання зайвої інформації під час інтерполяції. Координати початку і кінця профілів, свердловин і поверхневих марок (ПМ), що потрапляли у ділянки та які були пробурені і встановлені в інші роки, фіксувались GPS. Всі ці координати потім співставлялися і коректувалися високоточними геодезичними вимірюваннями.

Обробка результатів досліджень здійснювалась шляхом складання для кожної ділянки карт щільності потоку імпульсів магнітної складової ПЕМПЗ для кожної антени у програмному середовищі Surfer. Для побудови карт використаний метод триангуляції з лінійною інтерполяцією за квадратною вузловою мережею.

В основу інтерпретації карт покладена відмічена вище особливість поля ПЕМПЗ, а саме – зменшення щільності потоку імпульсів магнітної складової електромагнітного поля у ділянках, які розущільнені, тріщинуваті або обводнені. Додатково використовується вигляд рисунку поля ПЕМПЗ. Так, для суцільних, монолітних порід та матеріалів характерне дуже диференційоване поле, з великою кількістю ізоліній та великим розмахом (амплітудою) значень. Для тріщинуватих ділянок рисунок поля більш витриманий, але також диференційований, хоча у меншому ступеню. Обводнені ж ділянки мають спокійний, «розмитий» рисунок поля, з невеликою кількістю ізоліній, значення яких знаходяться на низьких рівнях.

Для кожної ділянки досліджень та для даних, отриманих з кожної антени побудовані карти щільності потоку імпульсів магнітної складової природного імпульсного електромагнітного поля Землі, приклад таких карт наданий на рис. 7.24. За методикою та принципами інтерпретації зйомки ПЕМПЗ, наведеними вище, виділені зони названі аномальними, в яких діагностується розущільнення та обводнення матеріалів, з яких складена дамба. Усього виділено 33 зони, їх розташування показано на рис. 7.25.

Після виділення аномальних зон метод ПЕМПЗ у найбільш характерних точках проведені дослідження ВЕЗ.

3. Комплексна інтерпретація виділених зон.

Розподіл кількості аномальних зон по дамбі хвостосховища «Дніпровське» має певні закономірності. Так, виділяються дві ділянки концентрації аномалій – на південній частині греблі, що примикає до р. Коноплянка, та на північно-східній ділянці, яка примикає до відстійників металургійного та коксового виробництва. Декілька невеликих аномальних зон виділяються на південно-західній ділянці греблі. Найбільше занепокоєння викликає зона концентрації аномалій на перегині греблі на південній ділянці. Ця зона виділялася нами раніше при проведенні робіт з оцінці технічного стану греблі у 2016 році. Тоді також залучалися геофізичні методи ПЕМПЗ та вимірювання ПЕД гамма-випромінювання.

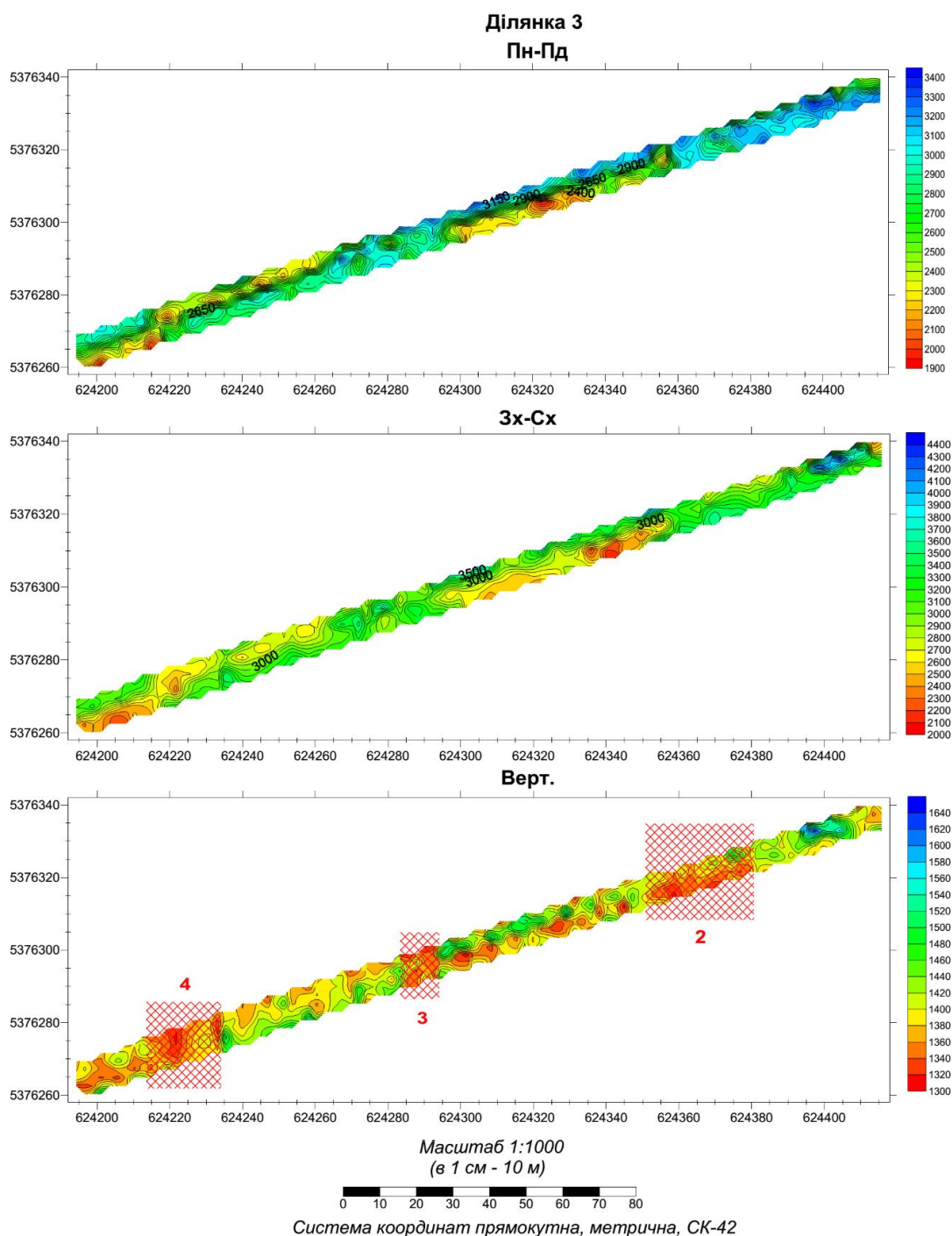


Рисунок 7.24 – Приклад карти щільності потоку імпульсів магнітної складової природного імпульсного електромагнітного поля Землі на дамбі хвостосховища «Дніпровське» за антенами, орієнтованими у меридіональному (Пн-Пд), широтному (Зх-Сх) та вертикальному (Верт.) напрямках

Кольорові шкали характеризують щільність потоку імпульсів магнітної складової ПЕМПЗ, імп./0,5 с

Червона клітинка - ділянка розуцільнення ґрунтів дамби, обводнення та фільтрації розчинів, її номер

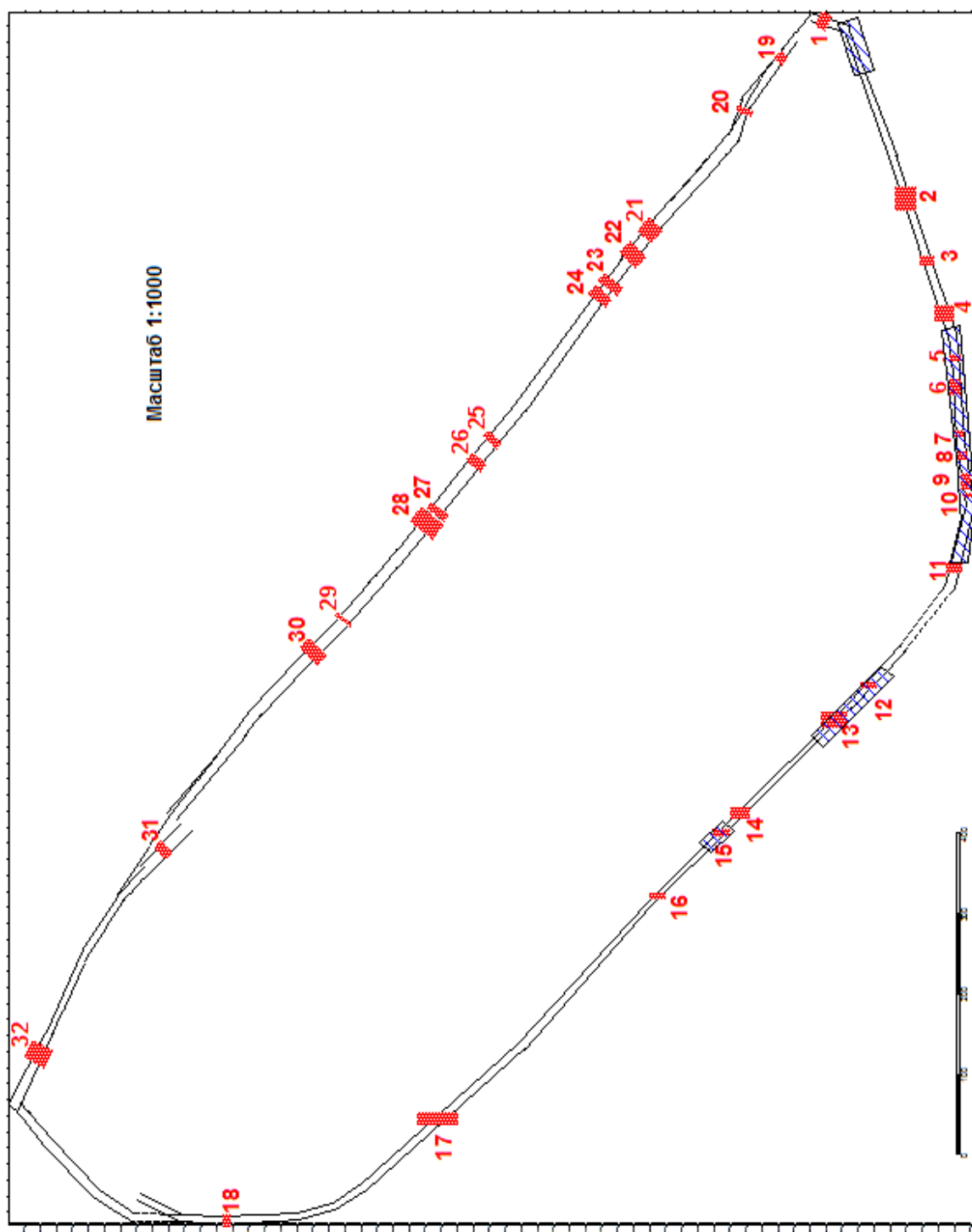


Рисунок 7.25 – Порівняльна схема розташування ділянок обводнення та фільтрації у греблі за результатами робіт 2022 року (червоне) та 2016 року (синє)

На рис. 7.25 показане співставлення положення раніше виділених та сучасних аномальних зон. Добре помітно, що майже усі вони співпадають, але є деякі відмінності, пов'язані, насамперед, з різною мережею спостережень (у 2016 році вона становила 5×5 метрів). Таке співпадіння дозволяє стверджувати, що зони виділені впевнено та є об'єктивними. Це виключає можливість помилкового виділення та свідчить про наявність проблем з обводненням тіла греблі, яке за період 6 років тільки посилилося.

Світовий досвід експлуатації великих гребель на річках та огорожуючих гребель на хвостосховищах показує, що саме ділянки вигину греблі в бік, протилежний хвостосховищу, як й ділянки зчленування гребель, є найбільш небезпечними з точки зору розвитку аварійних ситуацій (наприклад, хвостосховища Айка, Брумадіньо, Бая-Маре, Карамкен тощо). Немає ніяких підстав вважати, що подібна ситуація неможлива й тут.

На північній ділянці греблі також встановлені зони обводнення, але їх походження, вочевидь, інше. Північна гребля похована під багатометровою товщею відходів металургійного виробництва та межує з відстійниками, які мають глибину до відмітки 52-50 м. Оскільки відстійники, на відміну від хвостосховища, є активними та експлуатуються, існує гідродинамічний перетік розчинів як з відстійників до хвостосховища через греблю, так й назад, з хвостосховища до відстійників. Радіоактивного забруднення у відстійниках поки що не зафіксовано, але гребля у нижній частині інтенсивно обводнена. Це не впливає на її геомеханічну стійкість, оскільки прориватися нема куди – з усіх боків вона затиснута радіоактивними відходами, металургійними шламами та зверху – відходами коксохімічного виробництва та фосфогіпсом. На південно-західній ділянці також виділяються декілька зон розуцільнення, але казати про фільтрацію розчинів з боку хвостосховища немає підстав.

За результатами геофізичних робіт виділені ділянки, на яких поставлено інженерно-геологічне буріння. В межах площі вишукувань виділено водоносний горизонт, що належить до четвертинних алювіальних відкладів заплави та кори звітрявання кристалічних порід, яка їх підстилає. Характеризується водоносний комплекс приуроченістю до надзаплавних терас четвертинного віку р. Дніпро та його притоків, водовміщуючі породи представлені різнозернистими пісками з прошарками суглинків, супісків, глин, та уламково-тріщинувата зона архейських гранітоїдів що їх підстилає. Безпосередньо на ділянці огорожувальної дамби у період проведення вишукувань підземні води зустрінуті у південній частині дамби на глибинах 4,0-6,2 м, на південно-західній ділянці дамби- на глибинах 9,0-10,2 м від поверхні. Окрім основного водоносного горизонту вище по розрізу було розкрито локальні малопотужні горизонти «верховодки», що чітко фіксуються при бурінні та підтверджуються даними фізичних властивостей ґрунтів, які були відібрані з цих глибин. Таким чином результати бурових робіт повністю підтверджують виділені за геофізичними даними зони обводнення і розуцільнення.

В результаті проведених досліджень були сформульовані наступні висновки та рекомендації.

1. В 2025-2026 рр. провести повний комплекс досліджень, який включає геофізичні методи (ПЕМПЗ, ВЕЗ, радіометрія), буріння свердловин з відбором проб та їх лабораторним аналізом.

2. На виділеній небезпечній ділянці дамби в південно-східній частини один раз на рік, чи один раз у два роки, робити скорочений комплекс геофізичних досліджень, невеликий об'єм бурових робіт та лабораторний аналіз відібраних проб ґрунтів.

3. В південно-східній частині дамби, де визначені ділянки фільтрації, встановити геодезичні марки для спостережень за зсувними деформаціями на дамбі.

4. Чотири рази на рік відслідковувати рівень ґрунтових вод в спостережних свердловинах, а також відбирати воду на аналіз щодо наявності в ній радіонуклідів.

5. У підніжжя північної частини дамби на стику з відстійниками ДМЗ один раз на рік проводити контроль радіаційного фону для встановлення можливих зон фільтрації забруднених розчинів.

6. З метою визначення шляхів міграції забруднених розчинів 4 рази на рік відбирати проби ґрунтів на схилах дамби, а також зразки рослин для аналізу наявності в них радіонуклідів.

7. Чотири рази на рік досліджувати стан води та донних відкладень у р. Коноплянка, приділивши підвищену увагу пробам перед дамбою на річці.

Для поліпшення технічного стану хвостосховища «Дніпровське» пропонується розробити проектну документацію та реалізувати заходи, які забезпечать:

- організоване відведення поверхневих вод з поверхні хвостосховища;
- реорганізацію рельєфу поверхні хвостосховища;
- укріплення низового укосу дамби хвостосховища;
- зниження фільтрації через дамбу хвостосховища.

7.3 Заходи щодо попередження порушення технічного стану дамб

У 2018 р. Європейською комісією був оприлюднений документ «Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Management of Waste from Extractive Industries, in accordance with Directive 2006/21/EC; EUR 28963 EN»[72], у якому наводяться оновлені дані та інформацію про управління відходами видобувних галузей, включаючи інформацію про найкращі доступні технології (НДТ), пов'язаний з ними моніторинг та розвиток у цій сфері. Документі містить дані та інформацію про наступне:

– Загальна інформація та ключові цифри щодо видобувних галузей у Європі, утворення відходів видобувних галузей, об'єктів поводження з відходами видобувних галузей відходів видобувних галузей, об'єкти поводження з відходами видобувних галузей та ключові екологічні проблеми ;

– Застосовувані процеси та методи поводження з відходами видобувної промисловості;

– Рівні викидів та споживання в результаті поводження з відходами видобувних галузей;

– Методи, які слід враховувати при визначенні найкращих доступних методів. Сюди входять загальні методи управління та ієрархії відходів, методи забезпечення безпеки з урахуванням конкретних ризиків, методи запобігання або мінімізації негативного впливу на стан водних ресурсів або мінімізації погіршення стану води, методи запобігання або мінімізації забруднення повітря і ґрунту та інші ризик-орієнтовані методи;

– Висновки щодо найкращих доступних технологій;

– Нові технології.

Тут можна почерпнути доволі детальну інформацію про НДТ, які доцільно застосувати при експлуатації хвостосховищ, тому перекладати її вважається недоцільним. Зупинимося на деяких конкретних прикладах підвищення експлуатаційної безпеки дамб хвостосховищ, ґрунтуючись на досвіді авторів з вивчення цих об'єктів.

1. Наростити розділювальні насипні греблі для запобігання зосередженого тиску відходів з боку хвостосховища на огорожуючу дамбу (рис. 7.26).



Рисунок 7.26 – Роздільні дамби, що відокремлюють частини (секції) золовідвалу теплової електростанції

2. Зміцнити дамбу за допомогою цементації, закріплення сіткою або дренажних завіс (рис. 7.27 – 7.30).



Рисунок 7.27 – Зацементований схил дамби хвостосховища



Рисунок 7.28 – Бетонна підпінна стінка, що запобігає сповзанню ділянки дамби



Рисунок 7.29 – Підпінні схили, що захищають дамбу від руйнування



Рисунок 7.30 – Фіксація схилу дамби хвостосховища анкерним і сітчастим кріпленням

3. Встановити додаткове дренажне обладнання (рис. 7.31).



Рисунок 7.31 – Дренажні водоскиди каскадного типу

4. Збільшити пропускну здатність дренажного обладнання хвостосховища (рис. 7.32).



Рисунок 7.32 – Приклад розширеного дренажного бетонного водоскиду

5. Створити або відремонтувати нагірну канаву для зниження стоку поверхневих вод у ставок-відстійник (рис. 7.33).

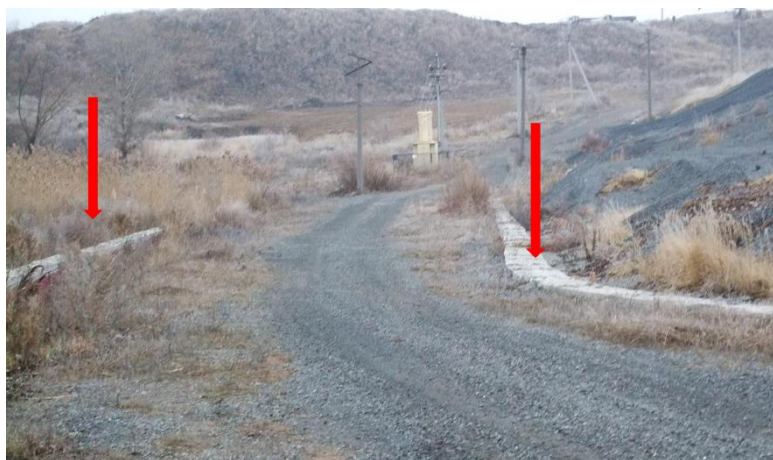


Рисунок 7.33 – Дренажні бетонні жолоби, встановлені для збору води з греблі

6. Створити бар'єри та захист трубопроводів від ударів (бетонні стіни, сталеві балки, земляні греблі – рис. 7.34).

7. Створити, якщо це виправдано, поверхнєве покриття над хвостовими матеріалами (рис. 7.35).

8. Створити, якщо це виправдано, нижній захисний екран у ложі хвостосховища (рис. 7.36).

9. Розробити технічні заходи з фіторекультивуації ділянки хвостосховища (рис. 7.37).

Відмічені заходи сприятимуть підвищенню експлуатаційної безпеки хвостосховищ.



Рисунок 7.34 – Насипна гребля підтримує трубопровід для подачі хвостових матеріалів (шламів)



Рисунок 7.35 – Покриття небезпечних відходів шаром рідини (води)



Рисунок 7.36 – Захисний екран у вигляді бетонних плит із підстилаючою плівкою



Рисунок 7.37 – Біологічне плато для очищення дренажних вод (Вид із дамби хвостосховища)

ВИСНОВКИ

У зв'язку з воєнним станом в Україні в роботі були проаналізовані дані попередніх років, оскільки польові роботи цього року не проводились.

Вивчення міграції мікроелементів із порід відвалів у воду на прикладі Лівобережного відвалу показало, що відбуваються хімічні процеси розчинення залізистих кварцитів, а саме: у воді утворюються нитковидні гелеподібні субстанції мутно-сірого кольору, зовні дуже схожі на кремнегель, а на самих кварцитах формуються пластівці білого кольору. Відбуваються якісні зміни води, підвищення рівня загальної мінералізації та вмісту хлоридів, натрію та калію. Ці розчинені речовини разом з атмосферними опадами потрапляють в основу відвалу та впливають на геохімічний стан підземної гідросфери.

Проаналізовано зміни хімічного складу вод, що виходять на поверхню у вигляді підвідвальних джерел, які розташовані у підніжжі відвалу. Опробування та аналіз підвідвальних джерел показали, що за останні 12 років відбулись зміни хімічного складу підвідвальних вод, а саме: зменшився сольовий склад джерел, але збільшилась їх мінералізація.

Таким чином, в результаті тривалих спостережень понад 1,5 роки за розчиненням окиснених кварцитів криворізької формації підтверджується екологічна небезпека міграції розчинів насичених сульфатами у ґрунтові води, а отже виникає доцільність улаштування протифільтраційного екрану з урахуванням впливу навантаження від відвалів на підстилаючу породну основу або інші природоохоронні заходи, зокрема кільцевий дренаж навколо техногенного насипу.

Проведена раніше екологічна оцінка якості води р. Інгулець за середньорічними показниками за 1998–2008 рр. та 2013–2016 рр. показала, що відбувається забруднення поверхневих вод внаслідок проходження р. Інгулець біля Лівобережного відвалу [60].

В результаті аналітичних досліджень виявлено, що на сьогоднішній день більшість методів оцінки екологічної якості води та придатності її для зрошення не враховують галузеве походження забруднення, а отже потребують їх адаптування для подальшої оцінки екологічного стану водних ресурсів районів з розвинутою гірничорудною промисловістю, зокрема Криворізького залізорудного басейну.

Дослідження технічного стану дамб хвостосховищ показало, що застосований комплекс геофізичних методів у складі методу природного імпульсного електромагнітного поля Землі (ПЕМПЗ) та вертикального електричного зондування є ефективним для встановлення прихованих ділянок розущільнення ґрунтів дамб, виявлення зон замочування ґрунтів, розвитку процесів фільтрації розчинів. Вказаний комплекс геофізичних методів рекомендовано для застосування на дамбах хвостосховищ для експрес-діагностики їх технічного стану.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Геологічна будова та сучасні геолого-економічні й екологічні умови видобутку і переробки залізних руд Криворізько-Кременчуцької зони / С. О. Довгий, М. М. Коржнев (ред.), О. М. Трофимчук та ін.; НАН України, Інститут телекомунікацій і глобал. інформ. простору. –К. : Ніка-Центр, 2017. 208 с.
2. Орлінська О. В., Максимова Н. М., Пікареня Д. С. (2018) Оцінка забруднення підземних вод хімічними сполуками відвальних порід. *Екологічні науки*. № 1(20). –С. 117–120.
3. Маяков І. Д., Кулькова Т. М. Екологічна оцінка стану геологічного середовища. Деякі чинники техногенезису. –Кривий Ріг: Оксан-Принт, 2002. С. 48–62.
4. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2020 році. URL: [https://mepr.gov.ua/files/docs/Zvit/2022/%D0%9D%D0%B0%D1%86%D1%96%D0%BE%D0%BD%D0%B0%D0%BB%D1%8C%D0%BD%D0%B0%20%D0%94%D0%BE%D0%BF%D0%BE%D0%B2%D1%96%D0%B4%D1%8C%202020%20\(2\).pdf](https://mepr.gov.ua/files/docs/Zvit/2022/%D0%9D%D0%B0%D1%86%D1%96%D0%BE%D0%BD%D0%B0%D0%BB%D1%8C%D0%BD%D0%B0%20%D0%94%D0%BE%D0%BF%D0%BE%D0%B2%D1%96%D0%B4%D1%8C%202020%20(2).pdf), дата звернення 30.10.2022.
5. Паранько І. С. Геологічна практика в Кривбасі. – Кривий Ріг, 2011. 100 с.
6. Пономарев А. В. Комплексное использование минерального сырья – эффективный путь решения проблемы техногенной безопасности горнопромышленного региона / А. В. Пономарев, В. В. Бараник, И. Л. Гуменик та ін. *Вісник Кременчуцького державного політехнічного університету*. 2004. Вип. 5. С. 94-95.
7. Барановський В. А. Карта України. Техногенна небезпека, масштаб 1 : 3000000 / В. А. Барановський, П. Г. Шищенко, О. Ю. Дмитрук. К.: Всеукраїнська екологічна Ліга, 2004. 35 с.
8. Барановський В. А. Карта України. Техногенна небезпека, масштаб 1 : 3000000 / В. А. Барановський. К.: Всеукраїнська екологічна Ліга, 2004. 35 с.
9. Лущик А. В. Підтоплення. Моніторинг та нові підходи до його ведення / А. В. Лущик, Є. О. Яковлев, І. Б. Абрамов // Мат. III наук.-практ. конф. [«Моніторинг навколишнього природного середовища: науково-методичне, нормативне, технічне, програмне забезпечення»], (Коктебель, 22-26 вересня 2008). – Коктебель: НПЦ «Екологія наука техніка», 2008. – С. 6-7.
10. Лущик А. Н. Моніторинг екзогенних процесів як складова моніторингу довкілля України / А. Н. Лущик, О. С. Романюк, Є. О. Яковлев // *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2002. № 1. С. 6-10.
11. Стеценко В. В. Гірничодобувна промисловість – основний чинник техногенних, тектонічних змін геологічного середовища / В. В. Стеценко, І. С. Паранько // *Збірник наукових праць НГУ*. 2008. № 31. С. 5-9.
12. Оцінка регіональних змін інженерно-геологічних умов Кривбасу у зв'язку з розробкою залізородних родовищ: Звіт про інженерно-геологічні роботи (2001-2008 рр.; геологічне завдання) / КП «Південукргеологія»; І. Ольшанська,

В. Бутирін, В. Чумаченко. – У-01-255/2. Книга 1, Текст. Дніпропетровськ: КП «Південукргеологія», 2008. 247 с.

13. Річний звіт з питань управління і контролю за раціональним використанням і охороною вод та відтворенням водних ресурсів за 2008 рік Дніпропетровського обласного виробничого управління водного господарства ДЕРЖВОДГОСПу України / О. В. Чехун, О. І. Приймачук, І. Л. Нарижна. Дніпропетровськ: ДЕРЖВОДГОСП, 2008. 244 с.

14. По Екатерининской железной дороге. Выпуск 1. Екатеринослав: Товарищество «Печатня С.П. Яковлева», 1903. 192 с.

15. Исследование влияния промышленных предприятий г. Кривого Рога на состояние окружающей природной среды Широковского района и территории Николаевского поселкового Совета. Оценка долевого участия предприятий в загрязнение территории (выбросы в атмосферу, сбросы в р. Ингулец, поверхностные и подземные воды, размывание отходов): Отчет о научно-исследовательской работе / ИППЭ АНУ; Руководитель А. Г. Шапарь. Днепропетровск: Институт проблем природопользования и экологии, 1994. 211 с.

16. Малахов І. М., Сметана О. М. Шламосховища, як водно-болотні угіддя техногенної екосистеми // Геологічне середовище антропогенної системи. Техногенез у поверхневих та підземних водах: збірник. – Кривий Ріг: Державна наукова установа «Відділення морської геології та осадового рудоутворення» ННПМ НАН України, 2006. С. 36-57.

17. Четверик М. С. Бубнова Е. А. Формирование техногенной геологической среды и ее взаимосвязь с природной. *Вісник КТУ*. 2010. Вип. 25.: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.nbu.gov.ua/Portal/Natural/Vktu/2010_25/20.pdf

18. Сметана С. М., Сметана О. М. Екологічна класифікація техногенних ландшафтів як основа для направленої формування вторинних екосистем на порушених гірничими роботами землях Кривбасу. *Вісник КТУ*. 2009. № 24.: [Електронний ресурс] – Режим доступу (от 11.11.2012):

http://www.nbu.gov.ua/Portal/Natural/Vktu/2009_24/st_39.pdf

19. Яковлев Є. О. Вплив сучасного ресурсокористування на формування еколого-техногенних загроз національної безпеки України. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2011. № 1 (3). С. 16-24. [Електронний ресурс]. – Режим (від 25.01.2022):

http://ief.nung.edu.ua/attachments/055_Journal%20No.3.pdf

20. Мазницька О. В. Вплив ставка-випарника кременчуцького нафтопереробного заводу на склад підземних та поверхневих вод району його розташування / О. В. Мазницька, О. І. Мамедов, В. І. Орел, Т. Ф. Козловська *Вісник КДУ ім. М. Остроградського*. 2009. Вип. 6, Ч.1. С. 202-208.: [Електронний ресурс]. – Режим доступу:

http://www.kdu.edu.ua/statti/2009-6-1%2859%29/PDF_6_2009_ch1/202.pdf

21. Шолох Н. В., Єлезов К. С. Дослідження впливу близьких до поверхні пустот на експлуатацію залізрудних родовищ Кривбасу. *Вісник КТУ*. 2011. Вип. 28. С. 3-6.: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.nbu.gov.ua/Portal/Natural/Vktu/2011_28/10.pdf
22. Казаков В. Л. Антропогенні зміни гідрологічної структури Криворіжжя // Геологічне середовище антропогенної екосистеми. Техногенез у поверхневих та підземних водах: збірник. – Кривий Ріг: Державна наукова установа «Відділення морської геології та осадочного рудоутворення» ННПМ НАН України, 2006. С. 4-16.
23. Комащенко П. Г., Бурим В. О., Комащенко П. П. Особливості та сучасний стан моніторингу гідроекосистеми Криворізького басейну. *Вісник КТУ*. 2009. Вип. 24.: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.nbu.gov.ua/Portal/Natural/Vktu/2009_24/st_30.pdf
24. Свистун В. К. Золотарьова Л. Й., Калініченко О. О. Особливості розвитку техногенного підтоплення окремих територій Кривого Рогу. Геологічне середовище антропогенної системи. Техногенез у поверхневих та підземних водах: збірник. Кривий Ріг: Державна наукова установа «Відділення морської геології та осадочного рудоутворення» ННПМ НАН України, 2006. С. 24-35.
25. Паранько І. С., Смирнова Г. Я., Іванова О. В. Кривий Ріг – потенційна зона виникнення техногенно-природних і техногенних надзвичайних ситуацій *Геолого-мінералогічний вісник*. 2005. №1. С. 5-11.: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://kdpu.edu.ua/download/zoologii/book/Geologia/Paranko_Smirnova_Ivanov_a.pdf
26. Губін Г. Г., Губіна А. Г. Гірничо-металургійний комплекс України між кризами. *Вісник КТУ*. 2010. Вип. 25.: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.nbu.gov.ua/Portal/Natural/Vktu/2010_25/42.pdf
27. Характеристика криворізького залізрудного басейну як комплексного техногенного родовища: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.novaecologia.org/voecos-141-1.html>
28. Малахов І.М. Техногенез у геологічному середовищі. Кривий Ріг: Оксан-Принт, 2003. 252 с.
29. Хвостохранилища и шламонакопители. Национальный стандарт Украины. ДБН В.2.4-5: 2012. Часть I. Планирование. Часть II. Строительство. 2012. К., 70 с.
30. Developing an Operation, Maintenance and Surveillance Manual for Tailings and Water Management Facilities (2011) The Mining Association of Canada, 52 p.
31. Life cycle assessment: Principles and practice (2006) National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, US EPA. EPA/600/R-06/060, 80 p.
32. CAN/CSA-ISO 14040-97 - Environmental Management- Life Cycle Assessment- Principles and Framework (1997) ISO, 12p.

33. ДБН А.2.1-1-2014. Інженерні вишукування для будівництва. Київ, 2014 р.
34. Prospective methods for determining water losses from irrigation systems to ensure food and water security of Ukraine / Н. Napich et al. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, 2023, № 2. Р. 154–160. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2023-2/154>
35. Патент України №101875, МПК E02B13/00 / Спосіб встановлення ділянок підвищеної фільтрації води з регулюючих басейнів зрошувальних мереж / Орлінська О.В., Пікареня Д.С., Чушкіна І.В., Гапич Г.В. – U 2015 01587; заяв. 24.02.2015; опубл. 12.10.2015, Бюл. №19
36. Патент України №90731, МПК G01V 3/00 / Спосіб встановлення зон підвищеної фільтрації ґрунтових дамб (гребель) / Пікареня Д.С., Орлінська О.В., Гапич Г.В., Данильченко І.С. – U 2013 14976; заяв. 20.12.2013; опубл. 10.06.2014, Бюл. №11.
37. Клименко М.О. Прищепя А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: підручник. К.: Видавничий центр «Академія», 2006. 360 с.
38. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів) КНД 211.1.1.106 – 2003: керівний нормативний документ (видання офіційне). К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, 2003. 70 с.
39. Водний кодекс України: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр>
41. Розпорядження Кабінету Міністрів України № 1035-р від 22.10.2014 р. Про скидання надлишків зворотних вод у річку Інгулець: Електронний ресурс. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/1035-2014-р>
42. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К.: СИМВОЛ, 1998. 28 с.
43. Яцик А.В., Гопчак І.В. Методичні вказівки до виконання практичних занять «Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями» з початкової дисципліни «Основи басейнового управління водогосподарськими системами» студентам за напрямом підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування» денної та заочної форми навчання. Рівне: НУВГП, 2012. 26 с.
44. ДСТУ 2730-94. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. К.: Держстандарт України, 1994. 14 с.
45. Наказ від 17.08.2004р. №412 "Про затвердження Положення про проектування внутрішнього відвалоутворення та складування відходів виробництва в залізородних і флюсових кар'єрах"
46. Директиви Європейського Союзу 2000/60/ЄС «Упорядкування діяльності Співтовариства в галузі водної політики».
47. Железисто-кремнистые формации докембрия европейской части СССР. Генезис железных руд/ Я.Н. Белевцев, В.М. Кравченко, Д.А. Кулик и др. К.: Наук.

думка, 1991. 216 с.

48. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування природних вод: Підручник. К.: Ніка-Центр, 2001. 264 с.

49. Евтехов В.Д. Техногенные месторождения: от использования имеющихся – к созданию более совершенных. *Геолого-мінералогічний вісник*. 2003. №1. С. 19-26.

50. Евтехов В.Д. Техногенное железорудное сырье Криворожского бассейна. Доповіді і повідомлення 4-ї Міжнародної наукової конференції „Творча спадщина В.І. Вернадського і сучасність”. Донецьк, 2005. С. 114-115.

51. Орлинская О.В. Терешкова О.А., Алексеев А.А. Модель физико-химических преобразований в левобережных отвалах ЮГОКа. *Наук.вісн. НГУ*. 2005. № 9. С. 99-102.

52. Овчинников А.М. Гидрогеохимия. М.: Недра, 1970. 200 с.

53. Педро Ж. Экспериментальные исследования геохимического выветривания кристаллических пород. М.: Изд-во „Мир”, 1971. 252 с.

54. Страхов Н.М. Типы литогенеза и их эволюция в истории земли. М.: Гос. научно-техническое изд-во литературы по геологии и охране недр, 1963. 535 с.

55. Додатко А.Д., Дорфман Я.З. Площадная кора выветривания на железистых кварцитах и сланцах Северного Криворожья. *Известия АН СССР. Сер. геол.* 1974. № 8. С. 129-138.

56. Кашик С.А., Мазилев В.Н. Физико-химические модели новейших процессов выветривания. Новосибирск: Наука, 1987. 94 с.

57. Роль электрохимических процессов в формировании окисленных железных руд Криворожского типа / Л.Г. Прожогин, В.Г. Борисенко, В.М. Казак и др. К.: Изд-во ИГФ АН УССР, 1984. 52 с.

58. Железисто-кремнистые формации докембрия европейской части СССР. Генезис железных руд / Я.Н. Белевцев, В.М. Кравченко, Д.А. Кулик и др. К.: Наук. думка, 1991. 216 с.

59. Орлинская О.В., Соболев В.В., Чернай А.В. Термоэлектрическая обработка минералов и горных пород. Днепропетровск: НГА Украины, 1999. 93 с.

60. Максимова Н.М. Вплив відвалів гірничорудної промисловості на екологічну безпеку прилеглих територій: Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук. Дніпропетровськ: ДДАЕУ, 2014. 21с.

61. Наказ від 17.08.2004р. №412 "Про затвердження Положення про проектування внутрішнього відвалоутворення та складування відходів виробництва в залізорудних і флюсових кар'єрах"

62. Дослідження гідрологічного та гідрогеологічного режиму та ви-значення джерел забруднення р. Інгулець в районі діяльності підприємств Кривбасу у Дніпропетровській області. Проект. Звіт. 1860-3В. Том 1. Дніпропетровськ, 2007. 136 с.

63. Річний звіт з питань управління, використання та відтворення поверхне-

вих водних ресурсів за 2015 рік. Дніпропетровськ: Дніпропетровське обласне управління водних ресурсів, 2016. 141 с.

64. СанПиН 4630-88 Санітарні правила й норми охорони поверхневих вод від забруднення: [Ел. ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/v4630400-88>

65. Перевозчиков І.М. Савицький В.М. Гідрохімічний режим та якість води річки Інгулець. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2013. Т.1(28). С. 76-82.

66. ДСТУ 2730-94. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. К.: Держстандарт України, 1994. 14 с.

67. Методичні рекомендації до виконання курсового проекту з дисципліни «Нормування екологічно безпечного водокористування» за темою «Проект водокористування на зрошуваних землях» / Укладач А.В. Ткачук. Дніпропетровськ: Дніпропетр. держ. агр.-екон. ун-т., 2016. 68 с.

68. Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт “Оцінка придатності води для зрошення” та “Розрахунок поливної норми” з дисципліни “Меліоративна гідрологія”/ Укладач О.В. Орлінська. Дніпропетровськ: Дніпропетр. держ. агр.-екон. ун-т., 2014. 8 с.

69. Закон України від 05.04.2007 № 877-V Про основні засади державного нагляду (контролю) у сфері господарської діяльності: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/877-16>

70. Tailings Management Facilities (TMF) Safety Methodology. G. Winkelmann-Oei, O. Riedl, F. Má dai & M.A.Kovacs - German Environment Agency, 2023. 99 p.: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://surl.li/lxjei> (<http://surl.li/lxjeo>)

71. Оцінка стійкості огорожуючих дамб хвостосховища «Дніпровське»: Загальна пояснювальна записка. Книга 1. Текст / Д. Пікареня та ін. Кривий Ріг: ТОВ «ВАЙТПРОДЖЕКТ», 2022. 154 с.

72. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Management of Waste from Extractive Industries, in accordance with Directive 2006/21/EC; EUR 28963 EN; Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [Best available techniques \(BAT\) reference document for the management of waste from extractive industries - Publications Office of the EU \(europa.eu\)](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018R28963-01&from=do)