

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
КАРПАТСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ВАСИЛЯ СТЕФАНИКА**



Co-funded by the
European Union

Факультет природничих наук

Хацевич О.М., Микитин І.М., Федорченко С.В., Курта С.А.

АНАЛІЗ ЯКОСТІ ВОДИ: ЄВРОПЕЙСЬКИЙ ДОСВІД

Посібник

розроблено в рамках проєкту

101127251 – ME0EU –ERASMUS-JMO-2023-HEI-TCH-RSCH



Івано-Франківськ, 2026 р.

*Рекомендовано до друку Вченою радою Факультету природничих наук як навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів
(протокол засідання Вченої ради № 5 від 22 січня 2026 року)*

Автори:

Хацевич О.М. – к.т.н., доцент кафедри хімії факультету природничих наук Карпатського національного університету імені Василя Стефаника, (м. Івано-Франківськ); вчений секретар Державної установи «Державний науково-дослідний і проектний інститут основної хімії».

Микитин І.М. – к.т.н., завідувач кафедри хімії факультету природничих наук Карпатського національного університету імені Василя Стефаника, (м. Івано-Франківськ);

Федорченко С.В. – к.т.н., доцент кафедри хімії факультету природничих наук Карпатського національного університету імені Василя Стефаника, (м. Івано-Франківськ);

Курта С.А. – д.т.н., професор кафедри хімії факультету природничих наук Карпатського національного університету імені Василя Стефаника, (м. Івано-Франківськ).

Рецензенти:

Миронюк Іван Федорович - д.х.н., професор кафедри хімії факультету природничих наук Карпатського національного університету імені Василя Стефаника;

Засідко Марія Семенівна - начальник лабораторії моніторингу вод Західного регіону Дністровського басейнового управління водних ресурсів.

Автори висловлюють вдячність стейкхолдерам кафедри хімії, рецензентам за їхні цінні поради щодо підготовки посібника.

Аналіз якості води: європейський досвід: посібник / Хацевич О.М., Микитин І.М., Федорченко С.В., Курта С.А. / Факультет природничих наук; Карпатський національний університет імені Василя Стефаника. – Івано-Франківськ, 2026. – 156 с.

Посібник призначений для студентів спеціальності ЕЗ «Хімія» та природничих спеціальностей, які вивчають курси: «Моніторинг об'єктів навколишнього середовища», «Аналіз води», «Екологічна хімія», «Екологія», «Хімія води». Його можуть використовувати студенти стаціонарної та заочної форм навчання для виконання науково-дослідних робіт, вирішення науково-практичних завдань, зв'язаних з дослідженням екологічного стану поверхневих та підземних вид та можливостей їх моніторингу. Посібник містить теоретичний матеріал і наведені основні відпрацьовані та доступні для застосування у лабораторних умовах методики аналізу хімічного складу води. В ньому висвітлено інформацію про підходи країн Європейського союзу до моніторингу об'єктів навколишнього середовища, зокрема водних об'єктів та процеси гармонізації українського моніторингу довілля з європейськими вимогами. Вивчення матеріалу посібника сприятиме популяризації європейських екологічних принципів та права безпечного проживання, наданню слухачам курсів та громадськості коректної і актуальної інформації про стан і методи моніторингу якості води.

«Фінансується Європейським Союзом. Однак висловлені погляди та думки належать лише автору(ам) і не обов'язково відображають погляди Європейського Союзу або [назва органу, що надає фінансування]. Ні Європейський Союз, ні орган, що надає фінансування, не несуть за них відповідальності».

ЗМІСТ

ВСТУП.....	5
Значення поверхневих вод в екосистемі України	5
Аналіз стану водних ресурсів у Європі	8
РОЗДІЛ 1	12
Нормативні документи для оцінки якості води в Україні	12
1.1. Трансформація нормативної бази: від старих стандартів до європейських підходів	12
1.2. Екологічна оцінка якості води: нова методологія згідно з	13
Водною рамковою директивою ЄС.....	13
1.3. Гігієнічна оцінка якості води: чинні нормативи.....	16
1.4. Оцінка якості води для рибогосподарських цілей.....	18
1.5. Нормування якості питної води: вимоги до кінцевого продукту	18
РОЗДІЛ 2	21
Водне законодавство України та його гармонізація з практиками Європейського Союзу	21
2.1. Гармонізація законодавства України з стандартами ЄС.....	24
2.2. Євроінтеграційне зобов'язання України щодо водного законодавства	28
2.3. Реалізація планів управління річковими басейнами (ПУРБ)	31
2.4. Реалізація заходів щодо зменшення забруднення	33
2.5. Оновлення планів управління річковими басейнами.....	34
РОЗДІЛ 3.	36
Сучасні підходи та методи моніторингу якості води.....	36
3.1. Індикатори моніторингу води.....	36
3.2. Методи відбору проб: забірний, композитний, осадовий.....	38
3.3. Хімічні та фізико-хімічні методи аналізу в контексті Водної рамкової директиви (ВДР) ЄС	41
3.4. Роль біоіндикаторів у моніторингу якості води	42
3.5. Основні забруднювачі поверхневих вод.....	45
3.6. Впровадження систем довготермінового моніторингу.....	49
3.7. Плани управління річковими басейнами.....	52
РОЗДІЛ 4	56
Світовий досвід практик управління водними ресурсами	56
4.1. Франція: модель басейнового управління та фінансова стійкість	56
4.3. Німеччина: технологічна досконалість та ресурсозбереження	58
4.4. Система управління водних ресурсів в Іспанії	60
4.5. Досвід управління водними ресурсами в Японії	61
4.6. Програма моніторингу басейну річки Дунай.....	62
4.7. Моніторинг якості води в Чеській Республіці	63
4.8. Моніторинг якості води у Великій Британії	64
4.9. Угода про якість води Великих озер (США – Канада)	64
4.10. Програма «Намамі Ганг» (Індія)	65
4.11. Басейн Мюррей–Дарлінг (Австралія)	65
4.12. Порівняння світових практик моніторингу	66
4.13. Сучасна політика ЄС щодо моніторингу вод.....	68
РОЗДІЛ 5	71
Методики аналізу води: адаптація до міжнародних вимог	71

5.1. Методика виконання вимірювань масових концентрацій кальцію та магнію у поверхневих і очищених стічних водах титриметричним методом	75
5.2. Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів у поверхневих і очищених стічних водах гравіметричним методом.....	86
5.3. Методика виконання вимірювань масової концентрації хлоридів у поверхневих та очищених стічних водах титриметричним методом	94
5.4 Методика виконання вимірювань масової концентрації хрому загального, хрому (VI), хрому (III) в поверхневих, підземних та зворотних водах.....	103
5.5 Методика виконання вимірювань масової концентрації марганцю у поверхневих, підземних, зворотних водах фотоколориметричним методом.....	114
5.6 Методика вимірювання масової концентрації іонів калію і натрію у природних поверхневих, підземних, зворотних водах, розчинах солей.....	122
5.7 Методика виконання вимірювань масових концентрацій кальцію титриметричним методом із застосуванням етилендіамінтетраоцтової кислоти	128
РОЗДІЛ 6	133
Якість води - Визначення вибраних параметрів за допомогою систем дискретного аналізу	133
6.1 Якість води - Визначення вибраних параметрів за допомогою дискретних систем аналізу	134
Частина 1: Амоній, нітрат, нітрит, хлорид, ортофосфат, сульфат	134
та силікат з фотометричним детектуванням	134
6.2 Додаток А	139
Корекція власного кольору	139
6.3 Додаток В.....	140
Визначення амонію.....	140
6.4 Додаток С.....	143
Визначення суми нітратів та нітритів гідразиновим методом	143
6.5 Додаток D	146
Визначення нітритів	146
6.6 Додаток Е.....	148
Визначення хлориду тіоціанатним методом	148
6.7 Додаток F	150
Визначення ортофосфату	150
6.8 Додаток G	153
Визначення сульфату турбідиметричним методом.....	153
6.9 Додаток Н	155
Визначення силікату.....	155
ДОДАТОК І.....	157
Частина В — Хімічні параметри.....	157
ДОДАТОК 2	159
Показники питної та стічної води	159
ДОДАТОК 3	161
ДОДАТОК 4.....	162
СПИСОК ІНФОРМАЦІЙНИХ ДЖЕРЕЛ.....	163

ВСТУП

Значення поверхневих вод в екосистемі України

Поверхневі води, включаючи річки, озера та водосховища, є невід'ємною частиною підтримки екологічного балансу та підтримки життя людини і тварин. Ці водні об'єкти забезпечують необхідні ресурси для питного водопостачання, сільського господарства, промисловості та виробництва енергії. Якість поверхневих вод відображає взаємодію між природною та антропогенною діяльністю. Такі фактори, як геологічні умови, властивості ґрунту, рослинність та гідрологічні процеси, впливають на склад поверхневих вод. Наприклад, природні фактори, такі як розчинення мінералів та розкладання органічних речовин, впливають на рівень поживних речовин та рН води. І навпаки, діяльність людини (сільське господарство, урбанізація, промислові процеси), часто призводить до потрапляння забруднюючих речовин, які погіршують якість води та порушують водні екосистеми. Поверхневі води також є критично важливим середовищем існування різноманітних водних організмів, життєдіяльність яких залежить від якості води. Такі параметри, як розчинений кисень, температура, поживні речовини, концентрації домішок впливають на природний стан водних екосистем. Більше того, поверхневі води відіграють життєво важливу роль у пом'якшенні зміни клімату, виконують функцію поглиначів вуглецю, регулюють регіональний клімат.

Управління якістю поверхневих вод стикається зі значними труднощами через зростаючий антропогенний тиск. Ці проблеми включають забруднення сторонніми речовинами, вплив зміни клімату, токсичні речовини та антропогенні зміни, кожна з яких становить особливу загрозу для водних екосистем та водних ресурсів людини.

Забруднення з точкових та дифузних джерел. Точкові джерела, такі як промислові скиди та очисні споруди, потрапляють у водойми з концентрованими забруднювачами безпосередньо. Ці забруднювачі часто містять важкі метали, поживні речовини та органічні речовини, які можуть серйозно вплинути на якість води. Натомість дифузне забруднення спричиняють такі джерела, як сільськогосподарські стічні води, міські стоки. Воно сприяє збагаченню поживними речовинами водних середовищ, що є причиною евтрофікації. А потрапляння залишків пестицидів, фармацевтичних препаратів, сприяє збільшенню навантаження на осади і як наслідок, порушує екологічний баланс водойм.

Вплив зміни клімату. Зміна клімату загострює проблеми якості води багатьма способами. Підвищення температури знижує розчинність кисню у воді, що призводить до зниження рівня розчиненого кисню, критично важливого для водного життя. Крім того, тепліші умови можуть посилити теплову стратифікацію в озерах, що більше впливає на розподіл кисню. Збільшення частоти та інтенсивності повеней і посух порушує природні кругообіг води, змінюючи процеси перенесення забруднюючих речовин та розведення, що може посилити погіршення якості води.

Токсичні речовини. Наявність токсичних речовин у поверхневих водах викликає зростаюче занепокоєння. Важкі метали, стійкі органічні забруднювачі та нові забруднювачі, такі як фармацевтичні препарати та мікропластик, становлять значний ризик для водних екосистем та здоров'я людини. Ці речовини часто біоакумулюються в харчовому ланцюзі, що призводить до довгострокового впливу на біорізноманіття та стабільність екосистеми. Крім того, ці забруднювачі створюють проблеми для систем очищення води, що частіше ускладнює забезпечення чистою водою.

Антропогенні зміни. Діяльність людини, така як будівництво дамб, каналізація річок та урбанізація, суттєво змінює природні водні системи. Ці зміни порушують природні режими течії, перенесення осаду та доступність середовища існування для водних організмів. Наприклад, каналізація річки може призвести до втрати середовища існування для видів, які залежать від природної динаміки річки, тоді як будівництво дамб може блокувати міграційні шляхи для риб та інших водних мешканців. Вирішуючи ці проблеми за допомогою ефективного моніторингу, регулювання та сталих практик, можна зберегти якість поверхневих вод для підтримки як екологічної цілісності, так і потреб людини.

Вплив війни на водні екосистеми України. Повномасштабне вторгнення росії в Україну завдало безпрецедентної шкоди водним екосистемам країни, що має далекосяжні наслідки для біорізноманіття, засобів до існування людини та водної безпеки. З 2022 року Україна втратила понад третину своїх запасів прісної води, а водосховища та водна інфраструктура були знищені внаслідок військових дій. Це включає катастрофічний підриг Каховської греблі в червні 2023 року, в результаті якого було випущено приблизно 14 км³ води та осушено майже 90% водосховища, оголивши близько 1870 км² дна озера та докорінно змінивши гідрологію та екологію нижньої течії Дніпра [1, 2]. Руйнування призвело до втрати ключових екосистемних послуг, таких як питне водопостачання, зрошення, рибальство та регулювання повеней. За оцінками, близько 5 мільйонів людей втратили доступ до чистої

води, а обсяги риболовлі зменшилися більш ніж на 50% у внутрішніх водах та більш ніж на 80% у морських районах [1]. Окрім економічних втрат, цей колапс екосистемних послуг загрожує регіональній продовольчій безпеці, особливо для громад, які залежать від рибного білка та сільськогосподарської продуктивності, що підтримується зрошенням. Проведені дослідження в Запорізькій, Херсонській області виявляють тривожні рівні забруднення осадових порід та ґрунтів. Було виявлено підвищені концентрації важких металів (наприклад, кадмію, ртуті, свинцю), стійких органічних забруднювачів (таких як ПХБ, ПАВ), синтетичних хімічних речовин, таких як ПФАВ [1]. Ці забруднювачі становлять ризик для водних екосистем та здоров'я людини, зокрема через біомагніфікацію в харчовому ланцюзі та зрошення забрудненою водою. Зміна клімату посилює ці проблеми. Наприклад, у Миколаєві, де російські війська зруйнували головну систему питного водопостачання, альтернативні джерела, такі як річка Південний Буг, зараз перебувають на стадії оцінки. Однак гідрологічні моделі прогнозують, що зміна клімату спричинить сезонну та річну мінливість річкового стоку, що посилить дефіцит води в літні місяці [3]. Ці поєднані стресові ситуації, спричинені війною та кліматом, вимагають адаптивних стратегій управління, які враховують як негайне відновлення інфраструктури, так і довгострокову стійкість екосистеми. Додаткові гідроморфологічні зміни, спричинені війною, зокрема в басейні річки Ірпінь, ведуть до деградації заплав, зміни транспортування осаду. Ці зміни збільшують вміст органічної речовини та поживних речовин нижче за течією, спричиняють цвітіння водоростей, гіпоксії та втрати нерестовищ. Отже, відновлення водної галузі України буде вимагати скоординованих зусиль різних галузей. Комплексна стратегія повинна поєднувати відновлення на основі екосистем, проектування стійкої інфраструктури, сталий зрошувальний процес та довгостроковий моніторинг навколишнього середовища [1]. Це надає пріоритетності екосистемним послугам у плануванні післявоєнної відбудови та створення надійних систем моніторингу для відновлення і запобігання майбутній деградації водних об'єктів. Отже, екологічний вплив війни на водні об'єкти України є глибоким і загрожує як природним екосистемам, так і добробуту людини [4]. Без термінових, науково обґрунтованих втручань, складні наслідки руйнування інфраструктури, забруднення та зміни клімату можуть залишити довготривалі негативні наслідки на водних ландшафтах України.

З огляду на руйнування водних середовищ війною, прийнятий Закон ЄС про відновлення природи (Європейський парламент і Рада Європейського Союзу, 2024) [5] пропонує відповідну модель для екологічного відновлення

України. Це законодавство встановлює юридично обов'язкові цілі щодо відновлення деградованих екосистем, що включає річки, заплави, водно-болотні угіддя. Акцентуючи на природних рішеннях і відновленні екологічного зв'язку, закон надає план для післявоєнних відновлювальних зусиль, які поєднують відновлення біорізноманіття зі стійкістю до зміни клімату і водною безпекою. Хоча принципи цього положення не є безпосередньо обов'язковими для України, вони, зокрема відновлення річок, повторне зволоження осушених торфовищ та усунення штучних перешкод для річок, що вільно течуть, є дуже застосовними в контексті відновлення водного сектору України.

Аналіз стану водних ресурсів у Європі

Вода від танення льодовиків до ґрунтових вод, озер, річок і морів, є взаємопов'язаним і життєво важливим ресурсом. Забруднення, надмірна експлуатація, фізичні зміни водних середовищ, зміна клімату продовжують впливати на водойми Європи та життя, яке залежить від них. Ресурси прісної води обмежені. Європейці щороку використовують мільярди кубічних метрів води для пиття, сільського господарства, виробництва, опалення, охолодження, виробництва електроенергії, туризму та інших секторів економіки. Зростання населення, урбанізація, забруднення довкілля та наслідки зміни клімату, такі як постійні посухи, різкі перепади температур сприяють збільшенню навантаження на запаси прісної води в Європі та погіршення її якості. Європейські моря охоплюють понад 11 мільйонів км², варіюються від мілководних, напівзакритих морів до величезних просторів глибокого океану. Вони формують дуже різноманітний спектр прибережних та морських екосистем. Незважаючи на те, що країнам ЄС вдалося зменшити деяке навантаження, стан збереження морських екосистем також залишається критичним.

Останніми роками Європейський Союз та держави-члени інтенсивно впроваджують заходи для покращення якості води, зменшення забруднення, покращення стану водних екосистем. Зокрема в таких сферах, як якість води для купання, питної води та очищення міських стічних вод, досягнуто вражаючих успіхів. Але є проблеми, зокрема щодо збереження водно-болотних угідь, збільшення пластикового сміття у морях та інших небезпечних хімічних компонентів у водоймах, що теж викликає занепокоєння.

Забруднення, деградація середовища існування гідробіоти, вплив зміни клімату, надмірне використання прісноводних ресурсів, як ніколи раніше

спричиняють тиск на європейські озера, річки, прибережні та підземні води. Згідно з останніми даними звіту про оцінку стану водних об'єктів Європи [6], теж не досягаються поставлені цілі, щодо покращення стану вод згідно з вимогами ЄС. Покращення управління водними ресурсами є ключовим для підвищення стійкості до водних ресурсів, зменшення навантаження на воду та забезпечення достатньої кількості якісної води для європейських громадян, природи, промисловості. Згідно зі звітом [6] сільське господарство спричиняє найбільший тиск, що впливає як на поверхневі, так і на підземні води. Згідно з власним моніторингом держав-членів, це пов'язано із забрудненням води внаслідок інтенсивного використання поживних речовин, добрив, пестицидів. Сільське господарство є найбільшим споживачем води в Європі, без змін у практиці попит з боку зрошуваного землеробства, ймовірно, зростатиме зі зміною клімату. ЄС може досягти значної економії води, через підвищення ефективності її використання, зокрема у сільському господарстві, енергетиці, водопостачанні.

Останніми роками водозабір збільшився майже у всіх секторах, окрім електроенергетики та охолодження, що сприяє зростанню дефіциту водних ресурсів. Зміна клімату посилює ефект, робить доступність води більш непередбачуваною. Ефективне використання води – це важливий крок для забезпечення стійкості до зростаючого попиту і сезонного дефіциту.

Зі зростанням доказів шкоди мікропластику та мікрозабруднювачів для довкілля і здоров'я людини ця проблема дедалі більше визнається наукою, політиками та суспільством [<https://wasserdreinull.de/en/technology>] Та якість води все ще рідко є пріоритетом у політиці, а ефективні заходи з обмеження цих забруднювачів впроваджуються повільно або взагалі відсутні. Вимога модернізувати очисні споруди та запровадити стандартизований моніторинг є кроком уперед, але нова директива недооцінює роль очисних споруд як основного джерела мікропластику. Вона передбачає лише мінімальний і малоефективний контроль, що не стимулює цілеспрямоване видалення мікропластику під час модернізації. Через це процес стає довшим і дорожчим, ніж міг би бути за комплексного підходу. Крім того, багато країн ЄС досі не виконують попередні вимоги щодо очищення стічних вод, а контроль з боку ЄС є недостатнім. Це може ще більше уповільнити модернізацію та зменшити її реальний ефект.

Також в багатьох європейських країнах зросло занепокоєння, щодо забруднення перфторвуглецевими ацетатами, але комплексні дані моніторингу часто обмежені. Більшість контрольованих річок, перехідних та прибережних вод, а також значна частина озер у Європі забруднені принаймні

однією з багатьох надзвичайно стійких хімічних сполук, що є шкідливими для людей та природи. Важко робити висновки щодо масштабів проблеми в Європі через невизначеності та відсутність даних. Але труднощі є у досягненні цілей нульового забруднення для навколишнього середовища та у досягненні доброго хімічного стану (згідно з Рамковою директивою про води).

Порівняно з іншими частинами світу, Європа все ще має відносно великі запаси прісної води. Та ці ресурси розподілені нерівномірно. Згідно даних звіту [6], у Європі вже існує водний стрес, де попит перевищує наявні запаси протягом певного періоду. Водний стрес щороку впливає на 20% території Європи та 30% населення [6], показники ці мабуть будуть зростати через зміну клімату.

- ✓ За інформацією, наданою державами-членами ЄС, лише 37% **поверхневих водних об'єктів** Європи досягли «доброго» або «високого» екологічного стану, що є показником здоров'я водної екосистеми, згідно з Рамковою директивою ЄС з водних ресурсів, лише 29% досягли «доброго» хімічного стану за період 2015-2021 років [6].
- ✓ **Підземні води** Європи знаходяться в кращому стані, ніж поверхневі: 77% з них перебувають у доброму хімічному стані, а з точки зору постачання, 91% підземних вод, за повідомленнями, перебувають у доброму кількісному стані [6]. Але проблеми забруднення пестицидами та поживними речовинами залишаються.
- ✓ **Сільське господарство** залишається важливим споживачем та джерелом забруднення. У 2017 році на нього припадало 59% загального споживання прісної води в Європі. Останні дані показують, що 22% поверхневих вод і 28% площі підземних вод зазнають дифузного забруднення від сільського господарства, поживними речовинами та пестицидами.
- ✓ **Ґрунтові води** забезпечують 65% питної води і 25% води для сільськогосподарського зрошення у більшості державах-членах ЄС.
- ✓ **Кислотність океану** зросла на 30% з 1980-х років через зміну клімату, а результати досліджень прогнозують подальше підкиснення. Середня температура поверхні моря збільшувалася від 0,2°C до 0,5°C за десятиліття [6].

Прогнозується, що зміна клімату сприятиме зменшенню доступності води в Європі, що створить додаткові проблеми південним регіонам, які вже стикаються з водним дефіцитом. Очікується, що значна частина Європи зазнає частіших повеней, а низинним регіонам грозить підвищення рівня моря, часті шторми. Міста та регіони ЄС попереджені і впроваджують заходи, починаючи

від зменшення витоків та повторного використання води, до включення синіх та зелених зон у міські райони для мінімізації ризиків повеней та затоплень водою.

Проте, варто відмітити, що за останні чотири десятиліття Європа досягла значного прогресу в регулюванні якості води, очищенні стічних вод, захисті морських і прісноводних середовищ існування. Політика ЄС поширюється на питну воду, міські стічні води, захист морського середовища, якість води для купання. Сприяє забезпеченню чистою водою також вдосконалення законодавств щодо одноразового пластику, промислових викидів, обмежень на використання небезпечних хімічних речовин. Нещодавно європейське водне законодавство було переглянуто з урахуванням поточної ситуації. Рамкова директива про водні ресурси (РДВ) є основною законодавчою базою для захисту та контролю якості води в ЄС. Однією з ключових цілей РДВ є забезпечення «доброго стану» всіх водних об'єктів, щоб запобігти подальшому погіршенню стану водних екосистем та їхніх потреб у воді, а також захистити та покращити їхній стан. Прийняті й інші нормативні документи, зокрема: Директива про повені, що заохочує розробку планів управління ризиками повеней, Директиву про міські стічні води, Директиву про нітрати, Директиву про питну воду, Директиву про підземні води, Рамкову директиву про морську стратегію, Директиву про воду для купання. Всі вони будуть детальніше розглянуті в посібнику.

Оскільки більшість проблем зв'язано з економічною діяльністю, інші ініціативи ЄС, включаючи ті, що стосуються циркулярної економіки, чистої енергії та безпечних хімікатів у рамках Європейської зеленої угоди, відіграють теж важливу роль у забезпеченні сталого використання морських та прісноводних ресурсів.

РОЗДІЛ 1

Нормативні документи для оцінки якості води в Україні

У сучасних умовах дуже важливо систематизувати практичний інструмент для коректного застосування чинних нормативів оцінки якості води для різних цілей: екологічних, гігієнічних, рибогосподарських, контролю якості питної води. Нижче наведено ключові визначення [7] для чіткого розуміння і коректного їх застосування:

- ✓ **Нормування якості води** — встановлення у директивному порядку регламентованих величин, допустимих меж того чи іншого показника.
- ✓ **Водний об'єкт** — природний або створений штучно елемент довкілля, в якому зосереджуються води (море, річка, озеро, водосховище, став, канал, водоносний горизонт). Поверхневі водні об'єкти поділяються на водотоки (рух води в руслі, приклад - річка) та водойми (уповільнений водообмін, або безстічні, приклад - озеро).
- ✓ **Якість води водного об'єкта** — врахування фізичних властивостей води, хімічного та біологічного складу, що визначає її придатність для конкретних видів водокористування.
- ✓ **Питна вода** — призначена для споживання людиною вода (водопровідна, фасована, з бюветів, колодязів), склад якої за органолептичними, мікробіологічними, хімічними, фізичними та радіаційними показниками відповідає гігієнічним вимогам.

1.1. Трансформація нормативної бази: від старих стандартів до європейських підходів

Підписання Угоди про асоціацію між Україною та ЄС у 2014 році стало моментом змін для національної системи управління водними ресурсами. Цей стратегічний крок запустив процес фундаментального реформування, спрямованого на імплементацію положень Водної рамкової директиви ЄС. Перехід від застарілої радянської системи до сучасних європейських підходів вимагав перегляду не лише методології моніторингу, але й усієї нормативно-правової архітектури цієї сфери.

Нижче у таблиці 1 подано хронологію основних змін документів для оцінки якості води, що відбулися в Україні протягом 2014–2019 років і сформували сучасну архітектуру моніторингу вод.

Ці зміни створили нову, складнішу, але більш інтегровану та потенційно ефективну систему моніторингу. Вона вимагає від фахівців глибокого розуміння нових методик, особливо в частині екологічної оцінки, де відбулися кардинальні зміни.

Таблиця 1.1

Хронологія основних змін документів для оцінки якості води в Україні

Рік/Дата	Регуляторна зміна та її наслідки
2014	Підписання Угоди про асоціацію між Україною та ЄС. Започатковано процес гармонізації українського законодавства, зокрема у сфері водної політики, з нормами ЄС.
01.02.2015	Набуття чинності ДСТУ 7525:2014 «Вода питна». Встановлено нові вимоги та методи контролю якості питної води, що є важливим кроком у модернізації стандартів для кінцевого споживача.
2016	Ухвалення Закону про запровадження басейнового принципу управління водними ресурсами. Внесено зміни до Водного кодексу України, що імплементували положення ВРД ЄС щодо гідрографічного районування та моніторингу вод.
01.01.2017	Скасування чинності актів санітарного законодавства. Розпорядженням КМУ № 94-р скасовано дію старих санітарних правил (включаючи СанПіН 4630-88), що створило "нормативний вакуум". Також у 2017 р. було ліквідовано Державну санітарно-епідеміологічну службу, а її функції перерозподілено між МОЗ, Держпраці та Держпродспоживслужбою, що поглибило регуляторну невизначеність.
19.09.2018	Затвердження «Порядку здійснення державного моніторингу вод». Постановою КМУ № 758 визначено нову структуру та види моніторингу (діагностичний, операційний, дослідницький) відповідно до європейських вимог.
14.01.2019	Затвердження нової «Методики віднесення масиву поверхневих вод...». Наказом Мінприроди № 5 запроваджено революційний підхід до екологічної оцінки, заснований на класах екологічного та хімічного стану, що замінив застарілу концепцію класифікацію за гранично-допустимими концентраціями (ГДК).

1.2. Екологічна оцінка якості води: нова методологія згідно з Водною рамковою директивою ЄС

Найбільш революційний зсув у національній практиці моніторингу вод відбувся у сфері екологічної оцінки. Нова методологія, гармонізована з Водною рамковою директивою ЄС, передбачає відмову від застарілого

підходів концепції гранично допустимих концентрацій (ГДК). Натомість було запроваджено комплексну систему класифікації **екологічного та хімічного стану масивів поверхневих вод (МПВ)**. Цей підхід є більш цілісним, оскільки оцінює не лише наявність забруднювачів, а й загальний стан водної екосистеми. Якість води водного об'єкта визначає її придатність для конкретних видів водокористування: господарсько-питного, культурно-побутового (рекреаційного), рибогосподарського (рис. 1). Загальною оцінкою стану водного об'єкта слугує екологічна оцінка якості води.



Рис. 1. Схема оцінювання якості води водного об'єкта для різних цілей.
(джерело [7])

Якість питної води, призначеної для споживання людиною, розглядається окремо. При централізованому водопостачанні питна вода є продуктом спеціальної підготовки на водопровідній станції.

Ключовим об'єктом нового державного моніторингу став масив поверхневих вод (МПВ) — спеціально визначена, окрема та значуща частина водного об'єкта (наприклад, ділянка річки). МПВ може належати до однієї з п'яти категорій:

1. Річки
2. Озера
3. Перехідні води
4. Прибережні води

5. Штучні або істотно змінені масиви поверхневих вод

Програма Державного моніторингу вод (ДМВ) передбачає комплексний контроль за чотирма групами показників, що дозволяє отримати всебічну картину стану водного об'єкта:

1. Біологічні (стан флори та фауни);
2. Фізико-хімічні (температура, рН, розчинений кисень тощо);
3. Хімічні (пріоритетні забруднюючі речовини);
4. Гідроморфологічні (структура русла, режим стоку).

Ключовий принцип нової методики (затвердженої наказом Мінприроди № 5 від 14.01.2019 р.) полягає у порівнянні фактичних показників не з абстрактними ГДК, а з «референційними умовами». Це поняття описує стан водного середовища за відсутності або за мінімального антропогенного впливу, що дозволяє оцінити ступінь відхилення екосистеми від її природного, незайманого стану. Для фахівців-гідрохіміків цей підхід є близьким до поняття «відносний гідрохімічний фон», що давно використовується для визначення антропогенного впливу на йонний стік. На основі цього порівняння екологічний стан МПВ класифікується за п'ятьма класами, кожен з яких має своє колірне позначення для візуалізації на картах.

Практичне значення цієї класифікації полягає в тому, що вона є основою для розробки планів управління річковими басейнами. Кінцевою метою цих планів є досягнення щонайменше «доброго» екологічного стану для всіх масивів поверхневих вод.

Таблиця 1.2

Класифікація екологічного стану масивів поверхневих вод (МПВ)

Клас	Назва стану	Колірне позначення	Критерії оцінювання
I	Відмінний	Синій	Значення біологічних показників відповідають референційним умовам. Антропогенні зміни гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних показників відсутні або дуже незначні.
II	Добрий	Зелений	Значення біологічних показників вказують на низький рівень антропогенного впливу і мало відхиляються від референційних умов. Концентрації хімічних та фізико-хімічних показників не перевищують екологічних нормативів якості, що відповідають стану «добрий».

III	Задовільний	Жовтий	Значення біологічних показників помірно відхиляються від референційних умов. Концентрації хімічних та фізико-хімічних показників перевищують екологічні нормативи якості, встановлені для екологічного стану «добрий».
IV	Поганий	Помаранчевий	Спостерігаються значні зміни біологічних показників та значні відхилення від норм біологічних популяцій, характерних для референційних умов.
V	Дуже поганий	Червоний	Спостерігаються дуже сильні зміни біологічних показників, відсутність великої частини відповідних біологічних ценозів, характерних для референційних умов.

1.3. Гігієнічна оцінка якості води: чинні нормативи

На відміну від революційних змін в екологічній оцінці, у сфері гігієнічного нормування підхід, заснований на гранично допустимих концентраціях (ГДК), залишається актуальним. Це зумовлено його стратегічною важливістю для прямого захисту здоров'я населення при використанні води для питних, господарсько-побутових та рекреаційних потреб. ГДК — це максимально допустимий рівень концентрації речовини у воді, вище якого вода вважається непридатною для питного або іншого водокористування. [8] У контексті питної води це означає, що вміст шкідливої речовини не має перевищувати встановлені гранично-допустимі концентрації, щоб бути безпечним для здоров'я людини при щоденному споживанні.

1.3.1 Вибір джерел централізованого водопостачання (ДСТУ 4808:2007)

Для вибору та оцінки водних об'єктів як потенційних джерел для централізованого водопостачання використовується ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги...». Відповідність джерела визначається на основі комплексних класифікацій для поверхневих та підземних вод, які охоплюють широкий спектр показників.

Класифікації включають оцінку за сімома групами показників:

- ✓ Органолептичні
- ✓ Загальносанітарні
- ✓ Гідробіологічні

- ✓ Мікробіологічні
- ✓ Паразитологічні
- ✓ Радіаційної безпеки
- ✓ Пріоритетні токсикологічні

Загалом класифікація для поверхневих вод охоплює 80 показників, а для підземних — 71 показник. В рамках цього стандарту якість води джерела поділяється на чотири класи: **відмінна, добра, задовільна та посередня.**

1.3.2. Водокористування в населених пунктах (ДСП 173-96)

Нормування якості води у водних об'єктах для господарсько-питного та культурно-побутового (рекреаційного) водокористування регулюється додатком 11 до «Державних санітарних правил планування та забудови населених пунктів» (ДСП 173-96). Цей документ встановлює вимоги до складу та властивостей води в пунктах водозаборів та зонах відпочинку.

Ключові показники, що нормуються згідно з ДСП 173-96:

- ✓ Суспензовані (завислі) речовини
- ✓ Запахи, забарвлення, плаваючі домішки
- ✓ Температура та величина рН
- ✓ Біохімічне споживання кисню (БСК) та хімічне споживання кисню (ХСК)
- ✓ Мінералізація
- ✓ Мікробіологічні показники (лактозопозитивні кишкові палички, коліфаги) та паразитологічні (яйця гельмінтів, цисти найпростіших).

Після скасування у 2017 році старого СанПіН 4630-88, який містив вичерпний перелік ГДК для сотень хімічних речовин, утворився «нормативно-регуляторний вакуум». Для заповнення якого МОЗ України у 2017 році розробило проєкт «Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення». Цей проєкт за своєю структурою практично дублює показники з ДСП 173-96, але значно розширює перелік хімічних речовин, встановлюючи ГДК для 1346 сполук. Наказом МОЗ України від 02.05.2022 № 721 було затверджено Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів із вимогами до складу та властивостей вод водних об'єктів, що використовуються для потреб населення (питні, господарсько-побутові та ін.), як чинний нормативний акт. [10] У 2023 році до цього наказу також вносилися зміни (Наказ МОЗ України від 13.01.2023 № 77). Такий нормативний документ сприяє забезпеченню захисту здоров'я людини, а нижче розглянуті нормативні документи, що спрямовані на захист водних екосистем.

1.4. Оцінка якості води для рибогосподарських цілей

Оцінка якості води для потреб рибного господарства має свою специфіку, оскільки вона спрямована на формування та підтримку умов, сприятливих для життя, розвитку, розмноження риб та інших водних біоресурсів. Ця сфера регулюється вузькоспеціалізованими нормативами, які відрізняються від гігієнічних чи загальноекологічних.

Основним нормативним документом у цій галузі є наказ Мінагрополітики України № 471 від 30.07.2012 р., яким затверджено «Нормативи екологічної безпеки водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства...». За цим документом встановлено нормативи для п'яти ключових показників, які безпосередньо мають впливають на стан водних екосистем:

- ✓ БСК₅
- ✓ ХСК
- ✓ Завислі речовини
- ✓ Амонійний азот (NH_4^+)
- ✓ Мінеральний фосфор (PO_4^{3-})

Нормативи встановлено диференційовано для трьох типів водних об'єктів, враховуючи їхні природні особливості:

1. Морські води
2. Природні прісні води
3. Рибні стави

І хоча ці спеціалізовані норми захищають водні біоресурси, кінцевий етап водокористування для потреб людини — питна вода — регулюється ще більш строгим і окремим набором стандартів.

1.5. Нормування якості питної води: вимоги до кінцевого продукту

Важливо чітко розмежовувати поняття «якість води у водному об'єкті» та «якість питної води». Перше поняття характеризує стан природного середовища, а друге характеризує кінцевий продукт, який пройшов очищення на водопровідній станції (у випадку централізованого водопостачання) і призначений для безпосереднього споживання людиною. До питної води застосовуються окремі, найбільш жорсткі гігієнічні вимоги, оскільки від її якості безпосередньо залежить здоров'я населення.

В Україні якість питної води регулюється двома основними нормативними документами, які є обов'язковими до виконання. Ці два документи (таблиця 1.3) формують основу для державного контролю за

безпечністю питної води в Україні. Вони встановлюють вичерпний перелік показників та їх граничні норми, що гарантують безпеку води для споживачів.

Аналіз нормативної бази свідчить про те, що правильний вибір методики оцінки якості води визначається поставленою метою. Використання невідповідного нормативного документа є грубою методологічною помилкою, що може призвести до неправильних висновків.

Таблиця 1.3

Нормативні документи регулювання якості питної води

Нормативний документ	Об'єкти регулювання	Основні групи показників
ДСанПіН 2.2.4-171-10 (2010)	1. Водопровідна вода. 2. Вода з колодязів та каптажів джерел. 3. Фасована вода, з пунктів розливу та бюветів.	✓ епідемічна безпека (11 показників) ✓ санітарно-хімічні (66 показників) ✓ радіаційні (8 показників)
ДСТУ 7525:2014	1. Вода систем централізованого питного водопостачання. 2. Вода нецентралізованого водопостачання (нефасована, фасована).	✓ мікробіологічні, вірусологічні, паразитологічні та мікологічні – 12 ✓ показники рівня токсичності – 4 ✓ радіаційної безпеки – 2 ✓ органолептичні – 4 ✓ хімічні, що впливають на органолептичні властивості – 17 ✓ токсикологічні показники нешкідливості хімічного складу – 50

У ДСТУ 7525:2014 «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості» наведено нормативи для двох видів питної води:

1) вода систем централізованого питного водопостачання;
2) вода нецентралізованого питного водопостачання (нефасована, фасована).
Нормативи встановлено для наступних груп показників безпеки та якості питної води:

- ✓ мікробіологічні, вірусологічні, паразитологічні та мікологічні – 12 показників;
- ✓ показники рівня токсичності – 4;
- ✓ радіаційної безпеки – 2;
- ✓ органолептичні – 4;
- ✓ хімічні показники, що впливають на органолептичні властивості – 17;
- ✓ токсикологічні показники нешкідливості хімічного складу – 50.

Для зручності нижче наведено зведену довідкову таблицю, яка допоможе швидко визначити необхідний документ для конкретного завдання.

Таблиця 1.4

Зведена таблиця нормативних документів для визначення якості води
різного призначення

Мета оцінювання якості води	Застосовуваний нормативний документ(и)	Ключовий принцип оцінки
Екологічна	«Методика віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів...» (Наказ Мінприроди № 5 від 14.01.2019 р.) https://zakon.rada.gov.ua/laws/card/z0127-19/conv?utm_source=chatgpt.com	Класифікація стану (5 класів) на основі порівняння з "референційними умовами", без використання ГДК
Гігієнічна (джерела централізованого водопостачання)	ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання...» https://ukrmts.com/docsdb/6642.html?utm_source=chatgpt.com	Класифікація якості води джерела (4 класи) на основі порівняння з гігієнічними та екологічними критеріями (ГДК).
Гігієнічна (господарсько-питне та культурно-побутове водокористування)	ДСП 173-96 «Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів» (Додаток 11) https://zakon.rada.gov.ua/go/z0379-96	Оцінка відповідності складу та властивостей води встановленим гігієнічним вимогам (ГДК).
Рибогосподарська	Наказ Мінагрополітики № 471 від 30.07.2012 р. («Нормативи екологічної безпеки...») https://zakon.rada.gov.ua/go/z1369-12?utm_source=chatgpt.com	Оцінка відповідності 5 ключових показників (БСК ₅ , ХСК та ін.) встановленим нормативам для потреб рибного господарства.
Питна вода (кінцевий продукт)	ДСанПіН 2.2.4-171-10 (2010 р.) та ДСТУ 7525:2014 «Вода питна...» https://zakon.rada.gov.ua/go/z1369-12?utm_source=chatgpt.com	Оцінка відповідності води жорстким гігієнічним вимогам безпечності за широким переліком показників.

РОЗДІЛ 2

Водне законодавство України та його гармонізація з практиками Європейського Союзу

Отримання Україною статусу країни кандидата на членство в ЄС передбачає впровадження вимог актів права ЄС. *Acquis communautaire* складається з 6 кластерів та 35 розділів. Сектор «Якість води» включено до Розділу 27 «Довкілля та зміна клімату», що належить до Кластеру 4 «Зелений порядок денний та стале з'єднання». [11] Україна вже досягла значного прогресу у імплементації та транспозиції директив ЄС [12], а особливо тих, що стосуються довкілля. Значний рівень впровадження оцінено для Водної Рамкової та Паводкової Директив ЄС.

Урядом України прийнято плани управління ризиками затоплення (у 2022 році) та плани управління річковими басейнами (у 2024 році). Цей документ підготовлено з метою визначення основних прогалин у нормативно-правовому полі та для підтримки продовження євроінтеграційних реформ у сфері водної політики, зокрема Водної Рамкової Директиви ЄС. Одним із викликів для впровадження Планів управління річковими басейнами (ПУРБ) є реалізація заходів, спрямованих на зменшення гідроморфологічних змін та їх впливу. Даний тип заходів потребує нарощення проектного і практичного досвіду та врахування природоорієнтованих рішень. Нижче наведено перелік нормативно-правових актів (чинних та проектів), що потребують змін та/або розроблення нових у рамках євроінтеграційних зобов'язань. Підготовка матеріалів здійснювалась на підставі аналізу та використання: плану заходів з виконання Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії та їхніми державами-членами, з іншої сторони (постанова КМУ від 25 жовтня 2017 р. № 1106); даних інформаційно-аналітичної системи моніторингу виконання Угоди про асоціацію «Пульс Угоди» [13] опитувальника ЄС та відповіді на нього для набуття Україною статусу кандидата в ЄС (2022 рік) [14] звітів щодо прогресу в межах Пакета розширення Європейського Союзу 2024 року (Ukraine 2023 Report, Ukraine 2024 Report) [15-17]; плану заходів з виконання рекомендацій Європейської Комісії, представлених у Звіті про прогрес України в рамках Пакета розширення Європейського Союзу 2024 року (розпорядження КМУ від 28 березня 2025 р. № 300-р) [18]; документів, підготовлених у межах офіційного скринінгу за розділом 27 «Довкілля та зміна клімату».



Рис. 2.1 Інфографіка підготовки законодавства України до вступу в ЄС

Національне водне законодавство включає в себе сукупність нормативно-правових актів, що регулюють питання використання, охорони та відтворення водних ресурсів, а також відносини, що виникають у сфері водного господарства. Основним кодифікованим актом у сфері водної політики України є Водний кодекс України. Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року визначено Законом України № 2697-VIII від 28.02.2019 р. Водна стратегія України до 2050 року схвалена розпорядженням КМУ від 9 грудня 2022 р. № 1134-р. Відповідальність за порушення вимог законодавства у сфері управління водними ресурсами передбачена, зокрема, Кодексом України про

адміністративні правопорушення та Кримінальним кодексом України. Для секторальної інтеграції діють також галузеві нормативно-правові акти, які містять положення щодо управління водними ресурсами. Приклади таких актів наведені у таблиці 2.1.

Таблиця 2.1

Галузеві нормативно-правові акти, що містять положення про управління водними ресурсами

Природні ресурси	ЗУ «Про охорону навколишнього природного середовища»; Земельний кодекс України; Лісовий кодекс України; ЗУ «Про національну інфраструктуру геопросторових даних»; Кодекс України про надра; Стратегія екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року (розпорядження КМУ від 20.10.2021 р. № 1363-р); ЗУ «Про питну воду та питне водопостачання».
Промисловість	ЗУ «Про інтегроване запобігання та контроль промислового забруднення»; Енергетична стратегія України на період до 2050 р. (розпорядження КМУ від 21.04.2023 р. № 373-р).
Сільське господарство	ЗУ «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів»; Стратегія розвитку сільського господарства та сільських територій в Україні на період до 2030 року та операційний план заходів з її реалізації у 2025-2027 роках (розпорядження КМУ від 15.11.2024 р. № 1163-р); Довгостроковий план розвитку іригаційного комплексу України до 2050 року (розпорядження КМУ від 25.03.2025 р. № 280-р);
Житлово-комунальне господарство	ЗУ «Про водовідведення та очищення стічних вод»;
Регіональний розвиток	ЗУ «Про засади державної регіональної політики»; ЗУ «Про регулювання містобудівної діяльності»; Державна стратегія регіонального розвитку на 2021-2027 роки (розпорядження КМУ від 5.07.2020 р. № 695).

2.1. Гармонізація законодавства України з стандартами ЄС

Гармонізація національного законодавства України з вимогами актів права Європейського Союзу здійснюється в межах Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони. Додаток XXX до Глави 6 «Навколишнє природне середовище» Розділу V «Економічне і галузеве співробітництво» Угоди про асоціацію з ЄС визначає перелік директив і регламентів Європейського Союзу, що підлягають імплементації в національне законодавство України. Для сектору «Якість води та управління водними ресурсами, включаючи морське середовище» передбачено імплементацію шести ключових директив ЄС, а саме:

- ✓ Водної рамкової директиви [21] – Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок для дій Співтовариства у сфері водної політики;
- ✓ Паводкової директиви [22] – Директива Європейського Парламенту та Ради 2007/60/ЄС від 23 жовтня 2007 року про оцінку та управління ризиками повеней;
- ✓ Рамкової директиви про морську стратегію [30] – Директива 2008/56/ЄС рамок для дій Співтовариства у сфері політики морського довкілля;
- ✓ Директиви щодо очищення міських стічних вод [23] – Директива Ради 91/271/ЄЕС від 21 травня 1991 року щодо очищення міських стічних вод зі змінами, внесеними Директивою 98/15/ЄС та Регламентами (ЄС) 1882/2003 та (ЄС) 1137/2008;
- ✓ Директиви про питну воду [24] – Директива (ЄС) 2020/2184 Європейського Парламенту та Ради від 16 грудня 2020 року про якість води, призначеної для споживання людиною;
- ✓ Нітратної директиви [25] – Директива Ради від 12 грудня 1991 року щодо захисту вод від забруднення, спричиненого нітратами із сільськогосподарських джерел (91/676/ЄЕС).

У рамках виконання зазначених євроінтеграційних зобов'язань було прийнято нові або внесено зміни до низки чинних нормативно-правових актів [18] щодо:

- ✓ визначення районів річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок, а також їх меж;
- ✓ визначення масивів поверхневих вод та масивів підземних вод;
- ✓ розроблення водогосподарських балансів;
- ✓ створення басейнових рад;
- ✓ моніторингу води, екологічних нормативів якості, класифікації оцінки стану;

- ✓ планів управління ризиками затоплення;
- ✓ планів управління річковими басейнами [20].

Деякі нормативно-правові акти, що забезпечують реалізацію євроінтеграційних вимог, було прийнято з відтермінуванням набрання чинності або початку застосування через повномасштабне вторгненням РФ. Дані звіту щодо виконання умов Угоди про асоціацію з ЄС за 2024 рік підтверджують прогрес виконання за сферою «Навколишнє природне середовище та цивільний захист» орієнтовно на 83 % [17], а 3 % - за останній рік.

Також у 2024 році були реалізовані важливі процеси, зокрема:

- ✓ затверджено плани управління дев'ятьма річковими басейнами: Дунаю, Дністра, Дніпра, Дону, Південного Бугу, Вісли, річок Приазов'я, річок Причорномор'я та річок Криму.
- ✓ внесено зміни до деяких постанов Кабінету Міністрів України (КМУ) з питань здійснення моніторингу вод (постановою КМУ від 06.09.2024 р. № 1071), що буде сприяти реалізації положень Директиви 2009/90/ЄС та Водної Рамкової Директиви.
- ✓ затверджено екологічні нормативи якості масивів поверхневих вод (наказом Міндовкілля від 01.04.2024 р. № 332, зареєстрованим в Міністерстві юстиції України 29.05.2024 р. за № 789/42134).

Європейською Комісією було оприлюднено (08.11.2023 р.) перший Звіт [15] про прогрес України в межах Пакета розширення Європейського Союзу, до якого входять рекомендації для просування реформ. У Звіті [15] зазначалося, про досягнення Україною певного прогресу у сфері довкілля і зміни клімату, попри складні умови війни. Зокрема, було ухвалено законодавчі акти, які спрямовані на наближення до права ЄС у сфері горизонтального екологічного законодавства, якості води, управління відходами, регулювання вмісту хімічних речовин. У Звіті Європейської Комісії прописано основні завдання для України на наступний рік (2024), [16] зокрема:

- забезпечення міжсекторальної інтеграції екологічних та кліматичних заходів у процесі відновлення країни, розроблення стратегії «зеленого відновлення» для пріоритетних секторів, визначення пріоритетності відповідного законодавства та стандартів ЄС у Національній програмі адаптації законодавства до права ЄС;
- ухвалення первинного та вторинного законодавства з метою продовження реформ у сферах управління водними ресурсами та поводження з відходами, прийняття закону про екологічний контроль, а також нормативно-правових актів, що забезпечують гармонізацію з acquis ЄС у сфері промислових викидів;

– прийняття кліматичного закону та започаткування оновлення

Довгострокової стратегії низьковуглецевого розвитку відповідно до рамок ЄС до 2030 року. Довгостроковою стратегією ЄС щодо розвитку з низькими викидами парникових газів, поданою Європейським Союзом на платформу UNFCCC відповідно до вимог Статті 4(19) Паризької угоди про стратегічне планування до середини століття (mid-century strategies) [26] Довгострокова стратегія низьковуглецевого розвитку Європейського Союзу визначає шлях до кліматичної нейтральності, зокрема через системну інтеграцію кліматичних цілей у всі сектори економіки. Щодо водних ресурсів стратегія наголошує на необхідності підвищення стійкості водних екосистем до наслідків зміни клімату, (посухи, повені, погіршення якості води). Особлива увага приділяється ефективному управлінню водними ресурсами, зменшенню енергоспоживання при очищенні і водопостачанні, використанню природоорієнтованих рішень. Вода виступає ключовим елементом адаптації до зміни клімату та досягнення довгострокових кліматичних і екологічних цілей ЄС.

Як уже було зазначено в Україні триває розроблення планів управління річковими басейнами [20] та стандартів оцінки екологічного стану річок, озер, перехідних і прибережних вод із використанням чотирьох із п'яти біологічних елементів якості (Biological Quality Elements, BQEs), передбачених Водною рамковою директивою (2000/60/ЄС (WFD)). До цих чотирьох біологічних елементів належать:

- ✓ **Фітопланктон** – оцінка видового складу й біомаси водоростей як індикатора поживних речовин і евтрофікації.
- ✓ **Бентосні безхребетні** – оцінка донних організмів (macroinvertebrates), які чутливо реагують на органічне забруднення й зміну середовища.
- ✓ **Водна флора (макрофіти)** – оцінка стану вищих водних рослин, що відображає загальний екологічний баланс.
- ✓ **Риби** – оцінка структур і показників популяцій риб як індикатора стабільності екосистеми

П'ятий біологічний елемент згідно з Водною рамковою директивою — **фітобентос (phytobenthos)** у практиці моніторингу води в Україні використовується дуже рідко через обмеження методик і даних, тому в оцінці води концентруються на перших чотирьох.

Досягненню значного прогресу у зміні підходу і покращенні моніторингу вод сприяли законодавчі ініціативи зі сторони України:

- ✓ У жовтні 2022 року Уряд України затвердив плани управління ризиками затоплення в межах імплементації транспонованої Паводкової директиви.

- ✓ У грудні 2022 року було схвалено Водну стратегію України до 2050 року, планом дій якої передбачено визначення зон, вразливих до забруднення нітратами, до грудня 2023 року, а також встановлення низки показників щодо скидів стічних вод, відповідно до вимог Директиви про очищення міських стічних вод.
- ✓ У кінці 2022 років було оприлюднено чергові національні щорічний звіт про якість питної води та стан питного водопостачання за 2021 рік. Проблеми якості питної води враховуються у чинному законодавстві України та у Водній стратегії, але залишається актуальним питання наближення до вимог Європейського Союзу.
- ✓ У січні 2023 року набрав чинності Закон України «Про водовідведення та очищення стічних вод», яким врегульовано окремі положення директиви.

30 жовтня 2024 року Європейська Комісія представила Звіт [16] у межах Пакету розширення ЄС за 2024 рік, де зроблено щорічну оцінку прогресу України щодо реформування і трансформації на шляху до членства в Європейському Союзі за всіма переговорними розділами. Зафіксовано прогрес у розвитку національного законодавства для розділу 27 «Довкілля та зміна клімату», а саме якість води, що частково приведено у відповідність до acquis ЄС. Імплементация Водної рамкової директиви найпомітніше відбувалася через підготовку та впровадження проєктів планів управління річковими басейнами для всієї території України. У серпні 2023 року було внесено зміни до Морської природоохоронної стратегії України для подальшого розроблення планів дій. І прийняті відповідні підзаконні нормативно-правові акти для оцінки якості поверхневих вод. Також у серпні 2023 року набрав чинності Закон України «Про водовідведення та очищення стічних вод». Прийняті закони, як регламентують гранично допустимі скиди забруднюючих речовин у централізовані системи водовідведення та попереднє очищення стічних вод, перед їх скидом. Актуальним і відкритим залишається питання забезпечення відшкодування витрат на надання послуг водопостачання відповідно до економічних принципів водної політики ЄС. І більшість заходів та процедур не реалізується через відсутність достатнього фінансування.

Європейський Союз запропонував програму фінансової допомоги Україні на 2024–2027 роки — Ukraine Facility для підтримки фінансової стабільності, економічного відновлення, структурних реформ. Програма Ukraine Facility – один з основних інструментів відновлення, реконструкції, модернізації країни, що має сприяти прискоренню процесу набуття членства в Європейському Союзі. План для Ukraine Facility, де вказані всі заходи, які має реалізувати Україна, було затверджено розпорядженням Кабінету Міністрів

України (18.03.2024 року № 244-р). Пріоритетом у Плані залишається наступне узгодження водного законодавства України з правом ЄС та забезпечення ефективної впровадження вже ухвалених нормативно-правових актів. У документі передбачено реалізацію першого циклу планування управління річковими басейнами, систематичний збір і використання даних моніторингу якості води та інших показників, застосування економічних інструментів для інвестування у розвиток водної інфраструктури.

На даний час триває імплементація Директиви щодо технічних моментів хімічного аналізу та моніторингу стану води. Через відсутність фінансування адміністративний потенціал у водному секторі все ще є недостатнім.

2.2. Євроінтеграційне зобов'язання України щодо водного законодавства

Водне законодавство ЄС має забезпечувати єдиний підхід до управління водними ресурсами, гарантувати їх якість та доступність, через створення законодавчих і політичних рамок. Сфера застосування зв'язана з питаннями захисту громадського здоров'я та забезпечення доступу до чистої питної води, до впровадження стійких практик очищення стічних вод, їх повторного використання. Водне законодавство є основою зобов'язань ЄС щодо охорони довкілля та сталого розвитку. Водне законодавство ЄС – це сукупність нормативно-правових актів, що стосується різних аспектів управління та використання водних ресурсів. До основних актів Водного законодавства ЄС належать:

- ✓ Водна Рамкова Директива [21];
- ✓ Паводкова Директива [22];
- ✓ Директива про очищення міських стічних вод [23]
- ✓ Директива про питну воду [24];
- ✓ Нітратна Директива [25];
- ✓ Директива про підземні води [27];
- ✓ Директива про осад стічних вод [28];
- ✓ Директива про воду для купання [29];
- ✓ Рамкова Директива про морську стратегію [30];
- ✓ Регламент про повторне використання води [31];

Кожен із вищезазначених актів служить певній меті в рамках загальної системи управління водними ресурсами ЄС. Ці документи є складовими цілісної структури, що має забезпечити інтегроване управління водними ресурсами. Пов'язані нормативно- правові акти, стратегії, плани та пріоритети ЄС:

- ✓ Директива про промислові викиди (інтегрований підхід до запобігання забрудненню та його контролю) [32];
- ✓ Директива про стандарти якості довкілля у сфері водної політики [33];
- ✓ Регламент про відновлення природи [34];
- ✓ Стратегія збереження біорізноманіття до 2030 року [35];
- ✓ Регламент таксономії та зв'язані з ним делеговані акти [36];
- ✓ План дій з циркулярної економіки [37];
- ✓ План дій з нульового забруднення [38];
- ✓ Європейська зелена угода [39];
- ✓ Європейська стратегія водостійкості [40].

Скринінг є першим кроком на переговорному шляху про членство в ЄС та передбачає аналіз відповідності національного законодавства країни-кандидата відповідним *acquis* ЄС. За результатами скринінгу, проведеного для кожного кластера, між ЄС та країною-кандидатом узгоджуються пріоритетні дії для прискореної інтеграції і ключових реформ. Після того, як пріоритети будуть імplementовані, кластер (та зв'язані з ним розділи) відкривається без наступних умов. Кожен розділ має свої контрольні показники для завершення роботи. Розділи відповідного кластера оцінюються і закриваються окремо. Ключовим завданням скринінгу є визначення основних прогалин. Нижче у таблиці 2.2 наведено інформацію щодо прогалин у транспозиції законодавства ЄС у розрізі вибраних директив, що включені до порядку денного двосторонньої скринінгової зустрічі Європейської Комісії за розділом 27 «Довкілля та зміна клімату» сектору «Якість води». Детальний аналіз викликів, прогалин і наступних кроків, необхідних для забезпечення повного впровадження Водної Рамкової Директиви.

Для впровадження Водної Рамкової Директиви в Україні в дію потрібно продовження розробки та прийняття законодавства у відповідних сферах і напрямках. Імplementація прийнятого законодавства вимагає матеріально-фінансових витрат і розбудови інституційної та адміністративної спроможності. Мають бути сплановані та скоординовані наступні кроки впровадження Водної Рамкової Директиви згідно з періодами реалізації ПУРБ (2025-2030 роки) та їх оновлення (2026-2031 роки). Для цього необхідна добра координація залучених учасників на національному та регіональному рівнях.

Таблиця 2.2

Виклики, прогалини та наступні кроки для впровадження ВРД [11]

Виклики, прогалини	Наступні кроки	Термін виконання
Дефіцит кваліфікованих кадрів	Розвиток потенціалу і підвищення кваліфікації персоналу	постійно, до 2030
Дефіцит фінансування впровадження ПУРБ	Затвердити та реалізувати Державну цільову екологічну програму технічної модернізації підприємств водовідведення та очищення стічних вод, що перебувають у державній або комунальній власності, період до 2034 року. Внести зміни до Бюджетного кодексу України та Податкового кодексу України, встановивши, що рентна плата та податкові платежі, пов'язані з використанням водних ресурсів, спрямовуються на реалізацію ПУРБ.	2025 - 2034 2028
Моніторинг підземних вод не проводиться	Забезпечити проведення моніторингу підземних вод	2026
Моніторинг поверхневих вод потребує подальшого розвитку (кадри, мережа, параметри)	Розвиток потенціалу моніторингу поверхневих вод (розширення мережі моніторингу, бази даних, лабораторії, оцінка)	постійно, до 2030
Не реалізується принцип окупності витрат на водопостачання	Розробити комплексну стратегію та методологію для вирішення проблем із відшкодуванням витрат на послуги водопостачання, включаючи фінансові витрати, витрати на довкілля та ресурси	2026
Частково реалізовано комбінований підхід для точкових і дифузних джерел	Розробити методології для встановлення відповідних гранично допустимих викидів для видів діяльності, які не охоплюються висновками НДТМ	2026
Сприяти застосуванню найкращих екологічних практик країн ЄС для контролю викидів з дифузних джерел		2027
Санкції, які застосовуються до порушень водного законодавства, не є ефективними, пропорційними та стримуючими	Переглянути санкції, які застосовуються до порушень водного законодавства, щоб зробити їх ефективнішими, пропорційними та стримуючими	2026

2.3. Реалізація планів управління річковими басейнами (ПУРБ)

Урядом України затверджено плани управління річковими басейнами (ПУРБ) на 2025-2030 роки [41]:

- ✓ Дніпра та Дону (розпорядження КМУ від 01.11.2024 р. № 1077-р);
- ✓ Річок Причорномор'я, Приазов'я та Криму (розпорядження КМУ від 01.11.2024 р. № 1079-р);
- ✓ Вісли, Дністра та Південного Бугу (розпорядження КМУ від 01.11.2024 р. № 1078-р);
- ✓ Дунаю (розпорядження КМУ від 31.12.2024 р. № 1347-р.).

Вищезазначеними документами передбачено, що міністерствам, центральним органам виконавчої влади, обласним та міським державним адміністраціям треба враховувати заходи, зазначені планами, у власних документах короткострокового та середньострокового планування, цільових програмах, інших важливих документах. Органам місцевого самоврядування рекомендовано враховувати заходи, передбачені планами, у власних документах короткострокового та середньострокового планування, цільових програмах. Національним законодавством передбачено розроблення планів (стратегій) на національному, регіональному та місцевому рівнях. Розроблення стратегій та планів їх реалізації в Україні здійснюється за адміністративно-територіальним принципом, а ПУРБ передбачають застосування інтегрованого підходу за басейновим принципом, що потрібно враховувати при формуванні бюджетів, як на місцевому, так і на державному рівні.

На даний час є такі виклики для ПУРБ [11]:

- ✓ недостатнє фінансування заходів ПУРБ;
- ✓ використання коштів не за цільовим призначенням рентного платежу та екологічного податку в частині водних ресурсів;
- ✓ низький рівень міжсекторальної інтеграції стратегій та планів.

Для усунення цих викликів можливі такі механізми реалізації [11]:

- ✓ покращення планування шляхом координації та комунікації на національному рівні та рівні районів річкових басейнів, постійного діалогу між БУВР, органами місцевої влади та органами місцевого самоврядування;
- ✓ створення міжвідомчих робочих груп щодо реалізації ПУРБ на національному рівні (під головуванням міністерств) та рівні районів річкових басейнів (під головуванням БУВР);
- ✓ законодавче закріплення відповідальності за досягнення екологічних цілей;

- ✓ внесення змін до Бюджетного кодексу України та Податкового кодексу України щодо спрямування рентних та податкових платежів на досягнення доброго стану масивів поверхневих вод та масивів підземних вод;
- ✓ активізація роботи басейнових рад та розширення їх повноважень.

Є питання щодо узгодження Планів управління річковими басейнами (надалі ПУРБ) і Планів управління рівнем затоплення (ПУРЗ). Терміни першого циклу реалізації ПУРЗ (2023-2030) та ПУРБ (2025-2030) в Україні узгоджено. Але зміст та цілі Водної Рамкової Директиви та Паводкової Директиви є різними, а інколи суперечливими. Досягнення цілей ПУРЗ зв'язано з гідроморфологічними змінами та створює ризики досягнення екологічних цілей, визначених у ПУРБ. ПУРБ мають передбачати пом'якшувальні заходи для зменшення впливу заходів ПУРЗ, зокрема через впровадження кращих світових практик і рішень орієнтованих на природу.

Наприклад, інвестиції у зелену інфраструктуру, такі як збереження та відновлення заплав і водно-болотних угідь, розташованих вище за течією, є більш економічно ефективними та забезпечують покращені інфраструктурні рішення. Узгодження заходів щодо досягнення доброго екологічного стану (визначених у ПУРБ) із заходами щодо захисту від ризиків та загроз затоплення (визначених у ПУРЗ) потребує координації та спільних зусиль на всіх рівнях. Можна узагальнити такі виклики [11]:

- ✓ відсутність пом'якшувальних заходів для зменшення впливу реалізації ПУРЗ;
- ✓ недостатність практик щодо зеленої інфраструктури та природоорієнтованих рішень при управлінні ризиками затоплення.

Ці виклики можна подолати запровадженням таких механізмів реалізації:

- ✓ внесення природоорієнтованих рішень до нормативно-правових актів;
- ✓ покращення координації при оновленні ПУРБ та ПУРЗ;
- ✓ впровадження практик щодо зеленої інфраструктури при управлінні ризиками затоплення, внесення змін до вимог щодо підготовки проектної документації.

Важливим є також узгодження планів управління річковими басейнами з кліматичними стратегіями та планами. Відповідно до Закону України «Про основні засади державної кліматичної політики» Урядом України затверджено Національний план з енергетики та клімату до 2030 року, а також передбачено розроблення і ухвалення Стратегії адаптації до зміни клімату. З метою досягнення середньо- та довгострокових цілей державної політики в цьому напрямку та виконання міжнародних зобов'язань центральними органами

виконавчої влади, органами місцевого самоврядування готуються секторальні програмні документи, спрямовані на скорочення антропогенних викидів парникових газів та збільшення їх поглинання. Можна виділити такі виклики [11]:

- ✓ відсутність законодавства щодо управління посухами;
- ✓ недостатнє врахування кліматичного компонента при управлінні водними ресурсами;
- ✓ необхідність адаптації водного господарства до зміни клімату.

Механізми реалізації наведених вище викликів [11]:

- ✓ впровадження планів управління посухами;
- ✓ розроблення стратегії адаптації водного господарства до зміни клімату;
- ✓ планування секторальних програмних документів з урахуванням ПУРБ;
- ✓ врахування зміни клімату в оновленні ПУРБ.

2.4. Реалізація заходів щодо зменшення забруднення

Заходи щодо зменшення забруднення складають більше 70 % від Програми заходів ПУРБ та потребують 96 % інвестицій. Зменшення забруднення можна досягнути шляхом впровадження вимог Директиви про очищення міських стічних вод та Водної Рамкової Директиви (надалі ВРД), а саме [11]:

- ✓ статті 9 – покриття витрат за водні послуги, зокрема екологічні і ресурсні витрати,
- ✓ статті 10 – змішаного підходу до точкових та дифузних джерел,
- ✓ статті 23 – штрафи.

Водно-цінова політика (за статтею 9 ВРД) має стимулювати водокористувачів до ефективного і економного використання водних ресурсів та сприяти досягненню екологічних цілей ВРД. Різні види водокористування (промисловість, домогосподарства, сільське господарство) мають нести відповідні відшкодування витрат на послуги водопостачання, на основі економічного аналізу, з урахуванням принципу «забруднювач платить». Разом з тим, ВРД встановлює рамки для досягнення цілей статті 10 в частині контролю всіх скидів з урахуванням вимог:

- ✓ Директиви про воду [20];
- ✓ Пташиної Директиви;
- ✓ Директиви про питну воду [24];
- ✓ Директиви про промислові аварії (SEVESO);
- ✓ Директиви про оцінки впливу на довкілля;
- ✓ Директиви про осад стічних вод [28];

- ✓ Директиви про очищення міських стічних вод [23];
- ✓ Директиви про засоби захисту рослин;
- ✓ Нітратної Директиви [25];
- ✓ Оселищної Директиви Directive 92/43/EEC;
- ✓ Директиви про промислові викиди.

При цьому існують такі виклики [11]:

- ✓ низький рівень покриття витрат за послуги водокористування (за останніми даними рівень окупності водних послуг складає в середньому 20 %);
- ✓ надходження забруднюючих речовин зі стічними водами через паганий технічний стан очисних споруд та мереж водовідведення;
- ✓ забруднення водних об'єктів небезпечними речовинами (пестицидами, фармацевтичними, промисловими забруднювачами);
- ✓ нормування скидів забруднюючих речовин не забезпечує досягнення екологічного стандарту якості масиву поверхневих вод;
- ✓ відсутній контроль забруднення від дифузних джерел.

Для усунення викликів запропонований такий механізм реалізації [11]:

- ✓ пошук спонсорів та впровадження інвестиційної програми модернізації очисних споруд;
- ✓ перегляд тарифів на послуги водокористування, врахування витрат на досягнення екологічних цілей ПУРБ;
- ✓ приведення системи нормування скидів забруднюючих речовин у водні об'єкти до вимог статті 10 Водної Рамкової Директиви;
- ✓ розробка, прийняття, впровадження інвентаризації викидів, скидів та втрат.

2.5. Оновлення планів управління річковими басейнами

Згідно Водної Рамкової Директиви ПУРБ затверджуються та оновлюються кожні 6 років. Через три роки з моменту оновлення (оприлюднення) ПУРБ відповідно до статті 13 Водної Рамкової Директиви подається проміжний огляд, де відзначають прогрес у впровадженні запланованої програми заходів. Оновлений ПУРБ повинен включати [11]:

- ✓ порівняння змін в оновленому плані управління річковим басейном з попереднім планом;
- ✓ оцінку прогресу щодо екологічного стану для поверхневих вод, підземних вод і зон, які підлягають охороні, а в разі недосягнення пояснення причин;
- ✓ перелік і аналіз заходів, що не були виконані.

До найбільших викликів відносять:

- ✓ відсутність правового регулювання підготовки проміжного огляду;

- ✓ недостатня нормативна база для оновлення даних ПУРБ для масивів підземних вод; потреба у визначенні референційних умов для МПВ;
- ✓ необхідність врахування впливу воєнних дій в оновленні ПУРБ;
- ✓ слабка інституційна взаємодія суб'єктів моніторингу поверхневих вод з питань оцінки стану МПВ.

Для реалізації викликів пропонуються такі механізми [11]:

- ✓ оновлення методичних рекомендацій щодо аналізу антропогенних навантажень та їх впливів на стан поверхневих і підземних вод;
- ✓ оновлення класифікацій для оцінки екологічного стану МПВ, затверджених Методикою віднесення МПВ до одного з класів;
- ✓ прийняття Методики віднесення масиву підземних вод до одного з класів кількісного та хімічного станів МПВ;
- ✓ оновлення Порядку розроблення ПУРБ та розроблення методичних рекомендацій щодо проміжного огляду та оновлення ПУРБ;
- ✓ розробка та прийняття Регламентів (Порядків) інформаційного обміну для оцінки екологічного стану/потенціалу МПВ;
- ✓ розроблення керівництва щодо створення даних для звітування до ЄК.

Доречно згадати, що Міндовкілля ліквідовано постановою Кабінету Міністрів України від 21 липня 2025 року № 903, правонаступником майна, прав і обов'язків Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів є Міністерство економіки, довкілля та сільського господарства.

Початок переговорів про вступ України до Європейського Союзу та проведення двостороннього скринінгу за розділом 27 «Довкілля та зміна клімату» зумовлюють потребу у формуванні чітких переговорних позицій і прискоренні виконання євроінтеграційних зобов'язань. Підготовка до скринінгу підтвердила важливість коректного застосування норм права ЄС для правильної імплементації та уникнення розбіжностей між українським і європейським законодавством. Імплементація актів права ЄС у водному секторі потребує системного діалогу з ключовими водозалежними секторами економіки: комунальним господарством, сільським господарством, промисловістю, енергетикою. Важливо враховувати нові виклики, зокрема зростання актуальності водного дефіциту, зумовленого зміною клімату і наслідками воєнних дій. Викликом залишається досягнення екологічних цілей, визначених у ПУРБ. Реалізація заходів, зв'язаних із гідроморфологічними змінами, вимагає тіснішої інтеграції з політикою збереження та відновлення біорізноманіття, а також систематизації та поширення досвіду імплементації.

РОЗДІЛ 3

Сучасні підходи та методи моніторингу якості води

3.1. Індикатори моніторингу води

Водна рамкова директива ЄС (2000/60/ЄС): передбачає оцінку екологічного та хімічного стану поверхневих і підземних вод на основі системи індикаторів (показників) моніторингу.

1. **Біологічні індикатори** - відображають стан водних екосистем і є ключовими для визначення екологічного стану. До них належать:
 - ✓ фітопланктон,
 - ✓ фітобентос,
 - ✓ макрофіти (водна рослинність),
 - ✓ бентосні безхребетні,
 - ✓ риби.
2. **Гідроморфологічні індикатори** - характеризують фізичні умови водних об'єктів:
 - ✓ гідрологічний режим (витрати води, рівні),
 - ✓ морфологія русла, берегів і дна,
 - ✓ зв'язок річки з заплавами.
3. **Фізико-хімічні індикатори** - показують умови, необхідні для підтримання біологічних елементів:
 - ✓ температура,
 - ✓ вміст кисню,
 - ✓ поживні речовини (азот, фосфор),
 - ✓ кислотність, солоність, прозорість.
4. **Хімічні індикатори.** Використовуються для оцінки хімічного стану вод: концентрації пріоритетних і небезпечних речовин (важкі метали, пестициди, органічні забруднювачі) і порівняння із екологічними стандартами якості ЄС.

Разом всі ці індикатори дозволяють класифікувати водні об'єкти за п'ятьма класами екологічного стану — від «відмінного» до «поганого» — та визначати необхідні заходи для досягнення доброго стану вод.

Моніторинг якості води спирається на поєднання фізичних, хімічних та біологічних показників для оцінки стану водного об'єкта та виявлення потенційних джерел забруднення. Фізичні показники включають такі параметри, як температура, каламутність та електропровідність. Температура впливає на рівень розчиненого кисню та біологічну активність; каламутність вказує на наявність зважених частинок, які зменшують проникнення світла; а

провідність відображає концентрації розчинених іонів, часто пов'язаних із джерелами забруднення [42].

Хімічні індикатори дають уявлення про наявність забруднюючих речовин та загальний хімічний склад води. Важливі хімічні параметри включають рН, розчинений кисень (РК), біохімічне споживання кисню (БСК), хімічне споживання кисню (ХСК), поживні речовини, такі як нітрати та фосфати, а також небезпечні речовини, такі як важкі метали (Pb, Cd, Hg) та стійкі органічні забруднювачі [42, 43].

Біологічні індикатори оцінюють наявність та чисельність живих організмів, таких як макробезхребетні, риби або водорості, що відображають довгострокові умови навколишнього середовища та кумулятивний вплив забруднення [42]. Найчастіше у моніторингу вод застосовують риби та донні безхребетні через їхню чутливість та екологічну значущість.

Таблиця 3.1.

Огляд ключових показників якості води та методів їх оцінки

Тип індикатора	Приклади	Суть дії	Метод
Фізичний	Температура, каламутність, провідність	Впливає на розчинність кисню та проникнення світла	Польові датчики
Хімічний	Величина рН, розчинений кисень, БСК, ХСК, поживні речовини, важкі метали	Вказує на забруднення та баланс екосистеми	Професійна спектрофотометрія, ICP-MS
Біологічний	Макробезхребетні, риби, водорості	Відображає довгострокове екологічне здоров'я	Відбір проб, ідентифікація, біотичні індекси
Мікробний	Кишкова паличка, коліформні бактерії	Вказує на фекальне забруднення та ризик для здоров'я (особливо у питній воді)	Мембранна фільтрація, ПЛР

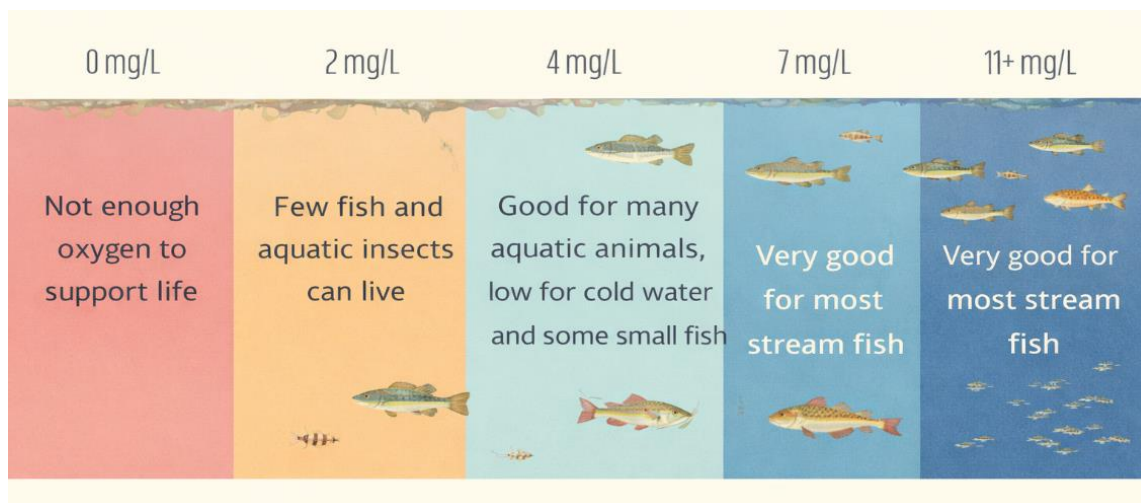


Рис.3.1. Зв'язок між рівнем розчиненого кисню та виживанням риб у воді

На рисунку 3.1 показано, як концентрація кисень може бути визначена за допомогою риб. Низька концентрація кисню може бути смертельною для водних організмів, тоді як вищі рівні підтримують здорові екосистеми.

3.2. Методи відбору проб: забірний, композитний, осадовий

Точність моніторингу якості води залежить від ефективних методів відбору проб. Відбір проб та консервація і поводження з ними регламентується ISO 5667 Water quality Sampling - це міжнародна серія стандартів, що встановлює принципи, методи та настанови щодо відбору проб води і пов'язаних середовищ (стічні води, підземні води, донні відклади тощо).

Основна мета серії — забезпечити репрезентативність, відтворюваність та достовірність проб, що використовуються для оцінювання якості води в екологічних програмах, контролі водопостачання та наукових дослідженнях. Серія складається з частин, кожна з яких присвячена конкретним методам або середовищам:

- ✓ ISO 5667-1 - Загальні принципи відбору проб;
- ✓ ISO 5667-3 - Консервація та поводження з пробами;
- ✓ ISO 5667-4 - Відбір проб з озер;
- ✓ ISO 5667-5 - Відбір питної води;
- ✓ ISO 5667-6 - Відбір проб з річок і струмків;
- ✓ ISO 5667-10 - Відбір проб стічних вод;
- ✓ ISO 5667-12 - Відбір проб донних відкладів;
- ✓ ISO 5667-14 - Забезпечення якості та контроль якості відбору проб;
- ✓ ISO 5667-23 - Методи пасивного відбору в поверхневих водах;
- ✓ ISO 5667-27:2025 - Настанови щодо відбору проб для мікропластику.

До поширених методів відбору проб належать забірні проби, композитні проби, відбір керн осадів. В таблиці 3.2 наведена порівняльна характеристика методів відбору проб води та донних відкладень і посилання на стандарти.

Таблиця 3.2

Порівняльна характеристика методів відбору проб води

Метод відбору	Визначення за ISO	Стандарти ISO	Характеристика	Переваги	Обмеження
Забірні (Grab sample)	Окрема проба, конкретний час і місце	ISO 5667-1, ISO 5667-6, ISO 5667-10	Миттєвий «зріз» стану води	Простота, оперативність, мінімальні витрати	Не враховує часову мінливість
Композитна (Composite sample)	Проба, утворена змішуванням кількох одиничних проб	ISO 5667-1, ISO 5667-10	Усереднений показник за часом або простором	Репрезентативність для довгострокового аналізу	Втрата пікових значень
Осадова (Sediment sample)	Проба донного матеріалу, відібрана з поверхні або керном	ISO 5667-12	Відображає накопичені забруднення	Аналіз довготривалих впливів	Складніша інтерпретація

Таблиця 3.3

Порівняння забірних і композитних проб (ISO 5667-1)

Критерій	Забірні проби	Композитні проби
Час відбору	Один момент	Протягом певного періоду
Просторова репрезентативність	Низька	Середня–висока
Відображення пікових концентрацій	✓ Так	✗ Ні
Складність виконання	Низька	Середня
Типове застосування	Контроль, аварійні ситуації	Регулярний моніторинг
Регламентація ISO	ISO 5667-1, 6, 10	ISO 5667-1, 10

Відповідно до серії стандартів ISO 5667, вибір методу відбору проб води (забірний, композитний або осадовий) має ґрунтуватися на меті моніторингу,

просторово-часовій мінливості показників та необхідному рівні репрезентативності. Забірні проби забезпечують оцінку стану води в конкретний момент, композитні — середні значення за певний період, тоді як проби донних відкладів дозволяють аналізувати довгострокове накопичення забруднювачів.

Таблиця 3.4

Відбір проб донних відкладів (ISO 5667-12)

Параметр	Вимоги ISO
Тип проби	Поверхнева або кернова
Інструменти	Грейферні (Van Veen, Ekman), кернові пробовідбірники
Цільові речовини	Важкі метали, органічні забруднювачі, поживні речовини
Репрезентативність	Відображає історію забруднення
Особливі вимоги	Мінімізація повторного збурення осаду
Стандарт	ISO 5667-12

Таблиця 3.5

Консервація та контроль якості проб (ISO 5667-3, ISO 5667-14)

Параметр	Вимоги ISO
Матеріал тари	Скло або інертний полімер
Температура зберігання	$\leq 4\text{ }^{\circ}\text{C}$ (як правило)
Час між відбором і аналізом	Мінімізується
QA/QC	Польові бланки, дублікати, калібрування
Простежуваність	Документування всіх етапів

Практичний досвід наведено на прикладі Чеської Республіки. Процедури відбору проб води здійснюються відповідно до вимог ISO 5667-3:2024 та національних методичних рекомендацій [43]. Точковий (забірний) відбір проб забезпечує інформацію про стан водного середовища у конкретний момент часу, тоді як композитний відбір дозволяє отримати дані інтегровані в часі, що є особливо інформативними в умовах значної мінливості рівнів забруднення. Для оцінювання історичних навантажень забруднення застосовується відбір проб донних відкладів, при цьому уникають надмірно детальної стратифікації керна з інтервалами 2–5 см. Проби, що містять органічні забруднювачі (пестициди, вуглеводні, промислові хімічні сполуки), потребують зберігання при температурі близько 4 °C та проведення екстракції

впродовж 24 годин з метою запобігання деградації або перетворення речовин. Водночас окремі чутливі неорганічні компоненти вимагають хімічної консервації для збереження їхнього первинного стану під час транспортування та зберігання.

Для довгострокового моніторингу забруднення широко застосовуються автоматичні пробовідбірники, які здійснюють регулярний відбір зразків (наприклад, щогодини або щоденно). Сформовані таким чином складені проби забезпечують інтегровану оцінку рівнів забруднення у часі та дозволяють фіксувати короточасні або епізодичні викиди, що можуть залишитися непоміченими при разовому відборі. У частині моніторингу донних відкладів чеський технічний стандарт ČSN 75 7221 (*Якість вод – Класифікація якості поверхневих вод*) [44] рекомендує використання кернового відбору з вертикальною роздільною здатністю 2–5 см. Аналіз окремих шарів осаду дає змогу реконструювати хронологію забруднення, оцінити довгострокове накопичення забруднюючих речовин, визначити ефективність раніше впроваджених управлінських заходів. Донні відклади виконують роль як акумуляторів, так і потенційних вторинних джерел забруднення, зокрема гідрофобних органічних сполук і слідових кількостей металів, що зумовлює їх ключове значення у комплексній оцінці якості води [11].

3.3. Хімічні та фізико-хімічні методи аналізу в контексті Водної рамкової директиви (ВДР) ЄС

Відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС (2000/60/EC) та пов'язаних з нею Директиви 2008/105/EC і Директиви (EU) 2013/39, оцінка хімічного стану поверхневих вод ґрунтується на достовірному визначенні концентрацій пріоритетних та пріоритетно небезпечних речовин у воді, донних відкладах і біоті. Для оцінки якості поверхневих вод застосовуються сучасні хімічні та фізико-хімічні методи аналізу, які забезпечують чутливість, селективність і відтворюваність результатів на рівнях, що відповідають стандартам якості довкілля (EQS).

Визначення слідових та ультраслідових концентрацій металів (зокрема ртуті, кадмію, свинцю, нікелю, миш'яку), які входять до переліку пріоритетних речовин ВРД, найчастіше проводять з допомогою мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-MS) та атомно-абсорбційної спектроскопії (AAS) відповідно до стандарту ISO 17294-1:2024. Метод ICP-MS забезпечує межі виявлення, достатні для контролю відповідності концентрацій вимогам EQS, а також дозволяє реалізовувати багатоелементний аналіз, що є важливим для інтегрованої оцінки хімічного

стану водних масивів. Водночас AAS залишається ефективним та надійним інструментом для поточного контролю окремих металів під час оперативного і наглядового моніторингу.

Для ідентифікації, або кількісного визначення органічних пріоритетних забруднюючих речовин (пестицидів, поліхлорованих біфенілів (ПХБ), поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ), стійких органічних сполук) застосовують газову хроматографію з мас-спектрометричним детектуванням (GC-MS) та рідинну хроматографію з мас-спектрометричним детектуванням (LC-MS/MS). Ці методи відповідають вимогам ВРД за надійністю ідентифікації речовин, низькими межами кількісного визначення, можливістю аналізу складних матриць.

У лабораторних дослідженнях проводять аналіз фізико-хімічних показників, зокрема: величину рН, електропровідність, розчинений кисень, біохімічне, хімічне споживання кисню, концентрації поживних речовин (азоту, фосфору). Такі показники визначають стандартизованими методами і використовують як підтримуючі показники для оцінки екологічного стану поверхневих вод, відповідно до ВРД. Ці параметри забезпечують інтерпретацію біологічних та хімічних результатів і дозволяють оцінити антропогенний вплив на водні екосистеми.

Мікробіологічні аналізи базуються на мембранній фільтрації, найбільш ймовірному числі (MPN) або полімеразній ланцюговій реакції (ПЛР) для ідентифікації індикаторних організмів, таких як коліформні бактерії та кишкова паличка. Такі дослідження мають вирішальне значення при оцінці ризиків для здоров'я, зв'язаних з водою [46]. Окрім традиційних індикаторів, молекулярні методи використовуються для виявлення генів, зв'язаних з антимікробною стійкістю, що інформує про поширення стійких патогенів у водному середовищі. Ці методи досліджень, у поєднанні з відповідними методами відбору проб, дозволяють надійно оцінити якість води.

Поєднання хімічних, фізико-хімічних, біологічних методів аналізу формує інтегрований підхід до моніторингу, передбачений ВРД ЄС, сприяє об'єктивній оцінці хімічного стану вод, виявленню тенденції забруднення і контролю ефективності заходів з управління водними ресурсами в межах планів управління річковими басейнами (ПУРБ).

3.4. Роль біоіндикаторів у моніторингу якості води

Біологічна оцінка відіграє вирішальну роль у моніторингу якості води, оцінюючи стан водних екосистем на основі наявності та чисельності певних організмів. На відміну від фізичних та хімічних індикаторів, які відображають

короткострокові умови, біоіндикатори інтегрують кумулятивний вплив забруднення та екологічного стресу з часом [45, 46].

Біоіндикатори – організми, чутливі до змін у навколишньому середовищі, які можна використовувати, як надійні маркерами якості води. До біоіндикаторів належать риби, макробезхребетні, мікробни, водорості, всі вони по різному реагують на забруднювачі та екологічні зміни (Rosenberg & Resh, 1993) [47]. Риби і бентосні макробезхребетні залишаються ключовими біологічними індикаторами для оцінки якості прісної води через їхню екологічну важливість, добре задокументованій чутливості до забруднення та усталеному використанню в стандартизованих системах моніторингу (наприклад, WFD, IBI) [45]. На даний час, попри традиційну ідентифікацію на основі морфології, все частіше застосовуються методи на основі ДНК, для покращення роздільної здатності та ефективності.

До ключових біоіндикаторів для оцінки якості води належать:

Макробезхребетні, такі як личинки комах, молюски та ракоподібні, широко використовуються як біоіндикатори через їх різний рівень стійкості до забруднення [48]. Наприклад, такі види як поденки, веснянки процвітають у чистій воді та є дуже чутливими до забруднення, а п'явки, деякі черви, можуть виживати в умовах забрудненої води. Аналіз різноманітності та складу спільнот макробезхребетних дозволяє вченим оцінити біологічну цілісність водойми.

Популяції риб. Риби є важливими індикаторами якості води через їхнє місце у водному харчовому ланцюзі, їхню чутливість до змін рівня кисню, температури та хімічних забруднювачів. Збалансована популяція риб з різноманітними видами сигналізує про здорову екосистему, тоді як домінування видів, стійких до забруднення, або зменшення кількості чутливих видів свідчить про погіршення якості води. Індекси біотичної цілісності (IBI) на основі риб широко використовуються в програмах моніторингу.

Водорості та фітопланктон відіграють фундаментальну роль у водних екосистемах, виробляючи кисень шляхом фотосинтезу. Але інтенсивне розростання ціанобактерій (синьо-зелених водоростей) свідчить про надмірне забруднення поживними речовинами, що призводить до шкідливого цвітіння водоростей (HABs) [49]. Процес цвітіння сприяє зниженню рівня кисню і вивільненню речовин, шкідливих для водних організмів та здоров'я людини. Моніторинг різноманітності та щільності водоростей допомагає оцінити навантаження поживними речовинами і баланс екосистеми. Концентрація хлорофілу-а використовується при оцінці якості води як показник біомаси водоростей [45].

Мікробні індикатори. Такі види бактерії, як кишкова паличка (*E. coli*) та коліформні бактерії, зазвичай використовуються для оцінки мікробного забруднення джерел води. Наявність у воді цих бактерій сигналізує про фекальне забруднення, яке становить ризик для здоров'я людини. Мікробні індикатори особливо важливі для моніторингу джерел питної води, рекреаційних вод. Для виявлення та визначення застосовують мембранну фільтрацію і методи на основі ПЛР [46].

Таблиця 3.6

Біологічні показники та їхня чутливість до забруднення

Група	Репрезентативні види	Чутливість до забруднення	Використання в моніторингу
Тест макро-безхребетни	Поденки, веснянки	Високий	Бентосний відбір проб, ІВІ
Риба	Лососеві, коропові	Помірно-високий	Електрориболов, видове багатство
Водорості	Діатомові водорості, ціанобактерії	Середній	Хлорофіл-а, біомаса в індексі
Мікроби	Кишкова паличка, коліформні бактерії	Індикатор фекальних надходжень	Мембранна фільтрація, кПЛР

3.4.1 Методи біологічного моніторингу

Біологічний моніторинг використовує стандартизовані польові та лабораторні методи для оцінки наявності, чисельності, різноманітності і структури водних організмів, які служать біоіндикаторами. До основних методів належать:

- ✓ **Відбір проб бентосу** макробезхребетних з русел річок з використанням стандартизованих протоколів (наприклад, відбір проб сачком, методом Сурбера (Surber sampler method), які ефективні для виявлення хронічного забруднення чи порушення середовища існування.
- ✓ **Електрориболовля** для оцінки складу та чисельності рибної спільноти, особливо в струмках та річках з доступними умовами для пересування по воді.
- ✓ **Моніторинг фітопланктону**, при цьому біомаса водоростей оцінюється за концентрацією хлорофілу-а як показника, що забезпечує розуміння навантаження поживними речовинами та ризику евтрофікації.
- ✓ **Мікробні оцінки** з використанням методів на основі культури (наприклад, виявлення *E. coli*).
- ✓ **Молекулярні методи**, такі як ПЛР, кПЛР, для виявлення мікробних забруднювачів та складу спільноти. Для таксономічної ідентифікації з

високою роздільною здатністю, зокрема для планктону та мікробних спільнот, можна застосовувати ДНК-баркодування і метабаркодування.

Ці методи описані в Керівних принципах ВООЗ щодо якості питної води (ВООЗ, 2017, розділи 7 та 11) [46], які рекомендують інтегрувати біологічні дані з фізичними та хімічними показниками для досягнення комплексного розуміння якості води та ризиків для здоров'я.

3.5. Основні забруднювачі поверхневих вод

Моніторинг хімічних та токсикологічних показників є важливим для оцінки якості води та виявлення потенційних ризиків для здоров'я і навколишнього середовища. Забруднення поверхневих вод може бути спричинене різними забруднювачами, включаючи важкі метали, пестициди, поживні речовини, та такі актуальні забруднювачі, як фармацевтичні препарати та мікропластик.

3.5.1 Класифікація основних забруднювачів

- ✓ Важкі метали: свинець (Pb), ртуть (Hg), кадмій (Cd), миш'як (As), відносять до найнебезпечніших забруднювачів поверхневих вод. Як правило, важкі метали потрапляють у воду з промислових скидів, міських стоків та в результаті гірничодобувної діяльності [46]. Вони є стійкими в навколишньому середовищі, біоакумулюються у водних організмах, мають значний ризик для здоров'я людей і дикої природи. Виявлення важких металів зазвичай проводиться за допомогою ААС (атомно-абсорбційної спектроскопії) або мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-MS) – високочутливого аналітичного методу, який дозволяє кількісно визначати концентрації слідових металів (ISO, 2016).
- ✓ Пестициди, включаючи гербіциди, інсектициди, фунгіциди, широко використовуються в сучасному сільському господарстві, міських ландшафтах. Ці хімічні речовини можуть потрапляти у водойми через стік, вимивання та атмосферні опади [46]. Стійкі органічні забруднювачі (ДДТ орґанофосфати) викликають особливе занепокоєння через стійкість у навколишньому середовищі і токсичний вплив на водне середовище. Залишки пестицидів аналізують за допомогою газової хроматографії-мас-спектрометрії (ГХ-МС) [46].
- ✓ Поживні речовини (азот (N), фосфор (P)). Надлишок поживних речовин насамперед азоту, фосфору, спричиняє цвітіння водоростей, зниження кисню та незворотні зміни у водних екосистемах. Джерелами забруднення поживними речовинами є сільськогосподарські добрива, а точніше їх надлишок, стічні води і стоки. Стандартний моніторинг включає

вимірювання нітратів (NO_3^-), нітритів (NO_2^-), амонію (NH_4^+) та фосфатів (PO_4^{3-}) за допомогою спектрофотометричних або іонно-хроматографічних методів [46].

- ✓ Нові забруднювачі, такі як фармацевтичні препарати, мікропластик, речовини, що походять із засобів особистої гігієни, стають причиною дедалі більшого занепокоєння в моніторингу якості води [11]. Ці забруднювачі потрапляють у поверхневі води через очисні споруди, промислові процеси, та неекологічну утилізацію товарів споживання.

Таблиця 3.7

Пріоритетні забруднювачі у поверхневих водах:
аналітичні методи, ризики для здоров'я

Група речовин	Приклад	Аналітичний метод	Проблеми здоров'я/довкілля
Важкі метали	Свинець (Pb), кадмій (Cd), ртуть (Hg)	ІСП-МС	Нейротоксичність - біоаккумуляція
Пестициди/СОЗ	ДДТ, ПХБ, ПАВ	ГХ-МС	Канцерогенність, порушення ендокринної системи
Фармацевтичні препарати та ендокринологічні засоби гігієни	ВРА, ЕЕ2 (17 α -етинілестрадіол)	РХ-МС, аналізи in vitro	Гормональні ефекти, хронічна токсичність
Мікропластик	ПЕТ, ПЕ, ПП	Фільтрація ІЧ-спектроскопія з перетворенням Фур'є/СЕМ	Фізичні блокування, вектор забруднюючих речовин

Наприклад, в Чеській Республіці, мікропластик був виявлений як у сирий, так і в очищеній питній воді, а найпоширенішими є поліетилен, поліпропілен та поліетилентерафталат [50]. Для виявлення цих речовин на слідових рівнях використовуються передові аналітичні методи, такі як РХ-МС та ВЕРХ [51, 52]

3.5.2 Визначення мікропластику у питній воді

Стаття 13(6) Директиви ЄС 2020/2184 про якість води, призначеної для споживання людиною (перероблена), передбачає, що протягом 3 років з моменту набрання чинності (12 січня 2021 року) документу, Європейська Комісія має прийняти методологію вимірювання мікропластику в питній воді.

Для підтримки розробки та впровадження такої методології Спільний дослідницький центр провів огляд наукової бази знань щодо природи, розподілу та кількості мікропластику в питній воді. За результатами літературного огляду, практичних наукових досліджень визначено і задокументовано потенційні інструментальні методи, щоб узагальнити їхні технічні можливості, обмеження, пропускну здатність зразків, експлуатаційні та інвестиційні витрати.

Також оцінювалася діяльність та прогрес органів стандартизації, що пов'язані з методами аналізу мікропластику. Для визначення сфери застосування методології моніторингу, розглянуті можливі дескриптори мікропластику: розмір частинок, форма частинок, природа полімерів, показники вимірювання (маса/кількість). Інформація, що узагальнена у звіті ЄС формує основу для розробки обґрунтованих рекомендацій щодо ключових параметрів для вимірювання, вибору найефективніших аналітичних методів, які можна використовувати для розробки методології. Офіційний документ Delegated Decision (EU) 2024/1441 — методика вимірювання мікропластиків у воді для питного споживання [52]. Це найважливіший сучасний стандарт ЄС щодо мікропластику в питній воді з юридичною силою для всіх країн-членів. Цей акт доповнює Директиву (EU) 2020/2184 та встановлює офіційну методику, яку мають застосовувати держави-члени для вимірювання мікропластиків у воді, призначеній для споживання людиною. У цьому документі міститься:

- ✓ визначення параметрів мікропластиків (розмір, форма, одиниці вимірювання),
- ✓ методологічні вимоги до моніторингу,
- ✓ адміністративні положення щодо звітування та подальшого включення мікропластиків до «watch list» — списку спостереження, що визначає пріоритетні забруднювачі.

Аналітичні методи вимірювання мікропластику зібрані у технічній публікації Європейської Комісії (Joint Research Centre): Analytical methods to measure microplastics in drinking water [53], основний зміст якої містить:

- ✓ огляд існуючих аналітичних методів вимірювання мікропластиків (ІЧ-спектроскопія, мікроскопія тощо),
- ✓ обґрунтування технічної бази для вибору методів,
- ✓ рекомендації щодо метрології (розміри, фракції, одиниці вимірювання).

Цей звіт [53] є детальним технічним довідником, який підтримує імплементацію Decision 2024/1441 і є важливим для лабораторій та національних програм моніторингу. За інформацією Joint Research Centre

(JRC), ЄС розробив практичну методику збору, фільтрації та аналізу проб мікропластиків у воді (наприклад, із фільтрами 100 μm і 20 μm , аналіз за допомогою інфрачервоної чи Раман-мікроскопії).

Основні положення практичної методики визначають:

- ✓ мінімальний об'єм проб для оцінки (зазвичай ≥ 1000 л),
- ✓ типи полімерів, розмірних фракцій і форм (частинки/волокна),
- ✓ стандартизовані процедури підготовки та аналізу проб.

Основна рамкова директива Directive (EU) 2020/2184, зобов'язує встановлювати методи моніторингу нових забруднювачів, включно з мікропластиком. Згідно з політикою «watch list» під WFD (Watch list for surface water contaminants), країни ЄС можуть додавати мікропластики як пріоритетні забруднювачі для моніторингу поверхневих вод (документи в розробці).

3.5.3 Токсикологічні аспекти оцінки якості води

Токсикологічну оцінку поверхневих вод формують через потенційний вплив хімічних забруднювачів на здоров'я водних організмів та людей. Основними факторами, які впливають на токсичність забруднювачів є: біодоступність, стійкість, взаємодію з іншими речовинами. Найбільш критичні ризики для здоров'я, пов'язані із забрудненням поверхневих вод, включають неврологічний вплив важких металів [46], ендокринні порушення від пестицидів [50], пластикових добавок та канцерогенні ризики поліциклічних ароматичних вуглеводнів, таких як бензо[а]пірен (Petrlik et al., 2024) [55].

Вирішальний вплив на захист здоров'я громадян має введення регулярного скринінгу на наявність токсичних речовин у джерелах питної води. Багато забруднювачів, зокрема важких металів, стійких органічних речовин, мають здатність накопичуватися в тканинах водних організмів. Процес біоаккумуляції призводить до виникнення вищих концентрацій цих речовин в організмах, які розміщені вище в харчовому ланцюзі (явище, біомагніфікації). Всесвітні організації (UNEP, BOO3) підкреслюють важливість моніторингу таких речовин для оцінки довгострокових екологічних ризиків і ризиків для здоров'я людини.

Оцінки якості води часто включають лабораторні токсичні тести з використанням індикаторних видів, таких як водорості, дафнії (водяні блохи) та личинки риб. Стандартизовані біологічні аналізи, такі як тест Microtox (з використанням біолюмінесцентних бактерій), інші тести на токсичність, допомагають визначити шкідливий вплив конкретних забруднювачів. Ці тести дають уявлення про летальний та сублетальний вплив, спрямовують нормативні обмеження та заходи контролю забруднення.

Деякі синтетичні та природні хімічні речовини, що містяться в поверхневих водах, можуть впливати на ендокринну систему водних організмів та людини (Європейська хімічна агенція, ЕСНА, 2021) [54]. До цих ендокринно-руйнівних хімічних речовин (EDC) належать фармацевтичні препарати, пластифікатори (наприклад, бісфенол А) та промислові побічні продукти. Вони можуть спричиняти порушення репродуктивності та проблеми розвитку організму навіть за низьких концентрацій токсикантів. Такі всесвітньовідомі організації, як ВООЗ та ЕСНА повідомляють, що EDC впливають на численні гормональні шляхи, а раннє виявлення за допомогою аналізів *in vitro* є вагомим перспективою. ЕСНА тісно співпрацює з Європейським бюро комплексного запобігання та контролю забруднення (EIPPCB), надаючи дані та консультації щодо управління хімічними речовинами для покращення імплементації Директиви про промислові викиди. Також ЕСНА почала створювати загальноєвропейські позитивні списки хімічних речовин, які можна безпечно використовувати в матеріалах, що контактують з питною водою, згідно з відповідною директивою. Мета полягає в захисті людей від забрудненої питної води, покращенні доступу до безпечної питної води, забезпеченні єдиних стандартів безпеки і гігієни для всіх країн ЄС.

Інтегрування хімічних та токсикологічних показників у моніторинг якості води, сприяє кращому розумінню джерел забруднення природоохоронними органами та дозволяє оцінювати ризики для екосистем і здоров'я людини, а також проваджувати відповідні стратегії пом'якшення наслідків для захисту водних ресурсів. [52- 54]

3.6. Впровадження систем довготермінового моніторингу

Ефективний довгостроковий моніторинг якості води вимагає структурованого та науково обґрунтованого підходу. Добре розроблена система моніторингу забезпечує надійні дані для оцінки екологічних тенденцій, виявлення джерел забруднення та забезпечення дотримання стандартів якості води. Чіткі цілі, репрезентативний вибір місць, відповідна частота та забезпечення якості є важливими елементами. Першим кроком у створенні системи моніторингу є визначення її цілей. Загальні цілі включають відстеження сезонних коливань якості води, виявлення випадків забруднення, оцінку ефективності заходів боротьби із забрудненням та підтримку нормативно-правового забезпечення. Вибір місць моніторингу повинен ґрунтуватися на трьох ключових факторах: близькість до джерел забруднення, гідрологічні характеристики, екологічне значення.

Частота моніторингу залежить від вимірюваних параметрів та конкретних цілей програми. Наприклад, фізичні та хімічні показники, такі як температура, розчинений кисень, можуть вимагати постійного або частого моніторингу, тоді як біологічні оцінки можуть проводитися щоквартально або щорічно. Рамкова директива з водних ресурсів рекомендує трирічний цикл для біологічних елементів та частіші інтервали для фізико-хімічних параметрів (Європейський парламент та Рада, 2000).

Автоматизовані станції моніторингу, оснащені датчиками, можуть надавати дані про критичні параметри якості води в режимі реального часу, покращуючи виявлення раптових змін або випадків забруднення [45]. Протоколи відбору проб повинні відповідати стандартизованим методологіям для забезпечення узгодженості та порівнянності даних країн ЄС. Це включає належні процедури збору, зберігання та транспортування зразків, а також використання акредитованих методів лабораторного аналізу. ISO 5667-3 надає рекомендації щодо обробки зразків, а ISO/IEC 17025 визначає загальні вимоги до компетентності лабораторій.

Залучення громади та зацікавлених сторін є ще одним важливим аспектом довгострокових програм моніторингу. Співпраця з урядовими установами, дослідницькими установами, місцевими громадами та екологічними організаціями покращує обмін даними і сприяє ефективному прийняттю рішень. До прикладу, довгострокові програми моніторингу якості води в Чеській Республіці інтегрують автоматизовані сенсорні мережі з традиційними лабораторними аналізами. Ключовими компонентами є стаціонарні сенсорні станції для моніторингу розчиненого кисню, провідності, величини рН у великих річкових басейнах у режимі реального часу. Ще одним ключовим компонентом є громадянські наукові ініціативи. Залучення громадськості до відбору проб води розширило набори даних, особливо для відстеження забруднення поживними речовинами в сільськогосподарських регіонах. Важливою є також інтеграція з гідрологічними моделями, оскільки інструменти прогнозу допомагають оцінити ризики забруднення від екстремальних погодних явищ, таких як повені та посухи. Ці методи сумісні з підходами ЄС та можуть використовуватися як моделі для посилення моніторингової спроможності в Україні.

Впровадження систем довготермінового моніторингу довкілля в Україні є одним із ключових завдань у процесі європейської інтеграції та виконання зобов'язань у межах Угоди про асоціацію з ЄС. Формування такої системи передбачає перехід від короткотермінових спостережень до безперервного, науково обґрунтованого та інституційно закріпленого моніторингу, який

відповідає підходам і принципам, що застосовуються в державах-членах ЄС. Це має особливе значення для сектору водних ресурсів, управління якими в ЄС здійснюється на засадах інтегрованого басейнового підходу.

Таблиця 3.8

Рекомендована частота моніторингу за типом параметра

Тип параметра	Рекомендована частота	Примітки
Фізичні/хімічні	Щомісяця або постійно	Безперервний для датчиків реального часу
Біологічний	1-4 рази на рік	Залежить від сезонності та обсягу вибірки
Відбір проб осаду	Кожні 3-5 років або після інциденту	Для оцінки забруднення, що залишилося
Мікробні (наприклад кишкова паличка)	Щомісяця або після сильних дощів	Особливо важливо для питної/води для купання

У контексті наближення до європейських стандартів Україна поступово гармонізує національне законодавство і практики моніторингу з вимогами ключових директив ЄС, зокрема Водної рамкової директиви. Це означає запровадження систематичних довгострокових спостережень за екологічним та хімічним станом поверхневих і підземних вод, поєднання фізико-хімічних, біологічних, гідроморфологічних показників. Передбачається також використання стандартизованих методик відбору проб і аналізу, сумісних з європейськими нормами ISO та EN. Важливим є розвиток біологічного моніторингу, як інструменту інтегральної оцінки стану водних екосистем, що дозволяє виявляти довготривалі зміни, пов'язані з антропогенним навантаженням і кліматичними чинниками.

Інституційна трансформація системи моніторингу в Україні передбачає чіткий розподіл повноважень між центральними органами виконавчої влади, басейновими управліннями, науковими установами та акредитованими лабораторіями, а також створення ефективного механізму координації та обміну даними. У цьому контексті особливо актуальним є посилення ролі науково-дослідних установ НАН України та галузевих інститутів у забезпеченні методичної підтримки, інтерпретації результатів і формування науково обґрунтованих рекомендацій для органів управління. Такий підхід

відповідає європейській практиці залучення науки до реалізації державної екологічної політики.

Довгостроковий характер моніторингу є принципово важливим для України, оскільки дозволяє формувати часові ряди даних, необхідні для оцінки ефективності природоохоронних заходів, виконання програм з відновлення водних об'єктів та підготовки планів управління річковими басейнами. Узгодження циклів моніторингу з європейськими планувальними періодами створює передумови для порівнюваності результатів та інтеграції українських даних у європейські інформаційні системи моніторингу довкілля.

Фінансове забезпечення довгострокового моніторингу в Україні в умовах євроінтеграції має ґрунтуватися на поєднанні державного фінансування, коштів екологічних фондів та міжнародної технічної допомоги, зокрема програм ЄС. Стабільність фінансування є ключовою умовою забезпечення безперервності спостережень і недопущення втрати даних, що є критично важливим для оцінки довгострокових екологічних тенденцій.

Отже, впровадження в Україні систем довгострокового моніторингу довкілля за європейською моделлю є не лише формальним виконанням зобов'язань перед ЄС, а й необхідною передумовою для формування ефективної системи управління природними ресурсами, підвищення екологічної безпеки на основі науково підтверджених даних.

3.7. Плани управління річковими басейнами

План управління річковим басейном (ПУРБ) — це стратегічний документ, який допомагає досягти «доброго» стану вод. В основі знаходиться збір даних, а результатом є стратегія покращення довкілля.

Характеристика водного басейну є першим етапом на якому ґрунтується ПУРБ. Це фундамент піраміди (рис. 3.2). На цьому етапі визначаються межі річкового басейну, гідрографічне та водогосподарське районування, клімат, рельєф, геологія, гідрогеологія, ґрунти, рослинність, тваринний світ, гідрологічний режим, специфіка річкового басейну, типологія масивів поверхневих вод, проводиться аналіз типів водних об'єктів (річки, озера, підземні води).

Аналіз антропогенного навантаження. На цьому рівні вивчаються антропогенні впливи на кількісний та якісний стан поверхневих і підземних вод, у тому числі точкових та дифузних джерел: скиди стічних вод, забір води для зрошення, наявність дамб та забруднення від сільського господарства, аварійне забруднення, вплив забруднених територій. Також визначають можливі гідроморфологічні зміни:

- порушення вільної течії річок;
- порушення гідравлічного зв'язку русла річки та прилеглої частини заплави;
- гідрологічні зміни;
- модифікація морфології річок.

Оцінюється ризик того, що водний об'єкт не досягне доброго стану.

Моніторинг та оцінка стану вод. На цьому етапі проводяться хімічні та екологічні дослідження, в результаті яких визначається:

Екологічний стан (для поверхневих вод) - головний показник, який демонструє здоров'я річки як живої системи. Він оцінюється за трьома групами критеріїв:

- ✓ **Біологічні показники:** досліджується стан риб, макроінвертебратів (комах, равликів на дні) та фітопланктону (водоростей). Якщо склад видів відповідає природному — стан вважається добрим.
- ✓ **Гідроморфологічні показники:** оцінюється, чи не порушена течія річки греблями, чи природні у неї береги та яка глибина.
- ✓ **Хімічні та фізико-хімічні показники:** температура води, рівень кисню, вміст азоту та фосфору (поживних речовин, які у великій кількості спричиняють «цвітіння» води).

Хімічний стан поверхневих вод - це перевірка води на наявність «важкої артилерії» забруднювачів. Вода аналізується на вміст **пріоритетних речовин**, визначених стандартами ЄС:

- ✓ Важкі метали (кадмій, ртуть, свинець, нікель).
- ✓ Пестициди та гербіциди.
- ✓ Стійкі органічні забруднювачі.
- ✓ Продукти нафтопереробки.

Стан може бути лише двох видів: «**добрий**» (якщо концентрація жодної речовини не перевищує норму) або «**такий, що не досяг доброго**».

Після збору всіх даних кожному водному об'єкту присвоюється певний статус.

Для поверхневих вод використовується 5-бальна шкала (рис.3.1):

- ✓ Відмінний (блакитний колір на картах);
- ✓ Добрий (зелений) — це цільовий стан, до якого мають прагнути всі країни;
- ✓ Задовільний (жовтий);
- ✓ Поганий (помаранчевий);
- ✓ Дуже поганий (червоний).

Економічний аналіз водокористування. Цей рівень оцінює вартість послуг з водопостачання та водовідведення, а також розраховує, скільки коштів потрібно для відновлення ресурсів. Важливо зрозуміти, хто і скільки має платити за використання води. Передбачається як буде проходити

економічний розвиток території басейну, яка характеристика сучасного водокористування (комунального, промислового, сільськогосподарського, на транспорті, інші види). Дає прогноз потреб у воді основних галузей економіки та визначає інструменти економічного контролю для максимальної окупності використання водних ресурсів.

Програма заходів. Це практична частина плану. Сюди входить перелік програм (планів) для району річкового басейну (суббасейну), їх зміст і проблеми, які передбачено розв'язати:

для поверхневих вод це заходи, спрямовані на:

- ✓ зменшення забруднення органічними речовинами;
- ✓ зменшення забруднення біогенними речовинами;
- ✓ зменшення забруднення небезпечними речовинами;
- ✓ покращення/відновлення гідрологічного режиму, морфологічних показників при порушенні вільної течії річок, гідравлічного зв'язку між руслами річок, їх заплавами, гідрологічних змінах, модифікації морфології річок;
- ✓ інфраструктурні проекти та заходи, спрямовані на зменшення їх впливу на стан поверхневих вод;

для підземних вод заходи, спрямовані на:

- ✓ зменшення забруднення;
- ✓ запобігання виснаженню підземних вод;
- ✓ заплановані інфраструктурні проекти та заходи, що передбачають зменшення їх впливу на стан підземних вод.

Прикладом може бути будівництво очисних споруд, відновлення берегів, заборона певних пестицидів. Кожен захід має термін виконання та відповідальну особу (у разі потреби застосовують обґрунтування встановлення менш жорстких цілей або перенесення термінів їх досягнення).

Екологічні цілі та стратегічний результат На цьому етапі відображається підсумок всіх попередніх етапів та визначається, якого стану води ми маємо досягти через 6 років (стандартний цикл ПУРБ). Це результат, який гарантує чисту воду для людей та екосистеми



Рис. 3.2 План-схема управління річковим басейном (ПУРБ)

РОЗДІЛ 4

Світовий досвід практик управління водними ресурсами

Управління водними ресурсами в країнах Європейського Союзу базується на інтегрованому управлінні за басейновим принципом, що закріплено у Водній рамковій директиві 2000/60/ЄС. Основними цілями є досягнення «доброго стану» (екологічного та хімічного) для всіх водних об'єктів. Нижче наведено дані щодо управління водними ресурсами у Франції, Польщі, Німеччині, Іспанії та цікаві проєкти у інших країнах світу.

4.1. Франція: модель басейнового управління та фінансова стійкість

Франція вважається одним із піонерів децентралізованого управління водними ресурсами, запровадивши басейновий підхід законом ще у 1964 році.

Водна політика Франції базується на чотирьох основних законах і сформована Європейською рамковою директивою з водних ресурсів у 2000 році. Ця директива визначає концепцію «доброго стану вод», до досягнення якої повинні прагнути всі країни ЄС. Територія Франції поділена на 12 річкових басейнів [58].

Закон 2004 року транспонував ВРД, що спрямовує всю водну політику на досягнення цілей ефективності та досягнення доброго стану водних ресурсів до 2015 року. Встановлює амбітні цілі щодо збереження та відновлення водних ресурсів і водного середовища в плані управління, SDAGE (Генеральний план розвитку та управління водними ресурсами). Метою було досягнення доброго загального стану до 2015 року як підземних, так і поверхневих вод. Відповідно до ВРД, у 2011 році було прийнято початковий перелік із 33 речовин. Він включає метали, пестициди, вуглеводні (рішення № 2455/2001/ЄС від 20.11.2001 р.), доповнений директивою (D 2008/105/ЄС), яка встановлює стандарти якості навколишнього середовища, що застосовуються до 8 інших продуктів.

Закон 2006 року переглядає принципи ціноутворення на воду, зокрема, щоб гарантувати більшу прозорість для споживачів. Ним запроваджено принцип «права на воду» і зобов'язання враховувати зміну клімату у всіх рішеннях, що стосуються управління водними ресурсами. Законом 2006 року модернізуються інструменти, що використовуються водною поліцією, для кращого реагування на зміни водних ресурсів. Він надає додаткові інструменти для вирішення нових проблем та розширює сферу дії місцевих планів управління водними ресурсами (SAGE). Цим законом у Франції

засновано Національне управління з питань водних ресурсів та водного середовища.

На даний час у Франції діє система моніторингу води за басейновим принципом, яка дозволяє отримувати актуальну інформацію про хімічний та екологічний стан водних об'єктів. У Франції налічується 12 Планів управління річковими басейнами (ПУРБ) документи для них розробляються на основі шестирічного циклу: 2010-2015, 2016-2021, 2022-2027. Проводиться динамічний моніторинг, що дозволяє вносити зміни до наступного циклу на основі спостережуваних результатів. Саме управління водними ресурсами є частиною процесу динамічного моніторингу. Для кожного річкового басейну басейновий комітет встановлює основні керівні принципи в рамках національної та європейської водної політики. Асамблея складається з широкого представництва всіх категорій зацікавлених сторін у сфері водних ресурсів: 40% обраних посадовців місцевих органів влади; 40% представників водокористувачів (промисловців, фермерів, асоціацій охорони навколишнього середовища, рибальських асоціацій, асоціацій споживачів); 20% представників штату. У Франції діє План управління та розвитку водних ресурсів (SAGE) – територіальний проект, що базується на добровільному підході консультацій з місцевими зацікавленими сторонами. Його завдання адаптувати Генеральний план розвитку та управління водними ресурсами (SDAGE) до локальнішого масштабу. Тобто, враховуючи специфічні характеристики території, узгодити задоволення потреб та розвиток різних видів використання води (питна вода, промисловість, сільське господарство) та захисту водного середовища. Це є важливий інструмент для імплементації Водної рамкової директиви (БРД).

<https://www.ecologie.gouv.fr/politiques-publiques/gestion-leau-france>.

Крім того, система розвивається технічно та науково, з'являються нові методи та продукти. Саме тому технічні та наукові інститути тісно залучені до цього моніторингу. Координована Французьким водним партнерством, платформа Water Expertise France є першою платформою, яка посиляється на французькі водні ноу-хау на міжнародному рівні. Вона є частиною набору інструментів Water Expertise France, ініціативи, що реалізується FWP разом з ASTEE – Асоціацією фахівців з водних ресурсів та водовідведення для просування французьких водних ноу-хау. <https://www.partenariat-francais-eau.fr/en/water-expertise-france/>

Фінансова складова система базується на принципі «забруднювач/користувач платить». Агентства мають сім типів зборів, включаючи збори за забруднення, безповоротно використання води та погіршення стану водного середовища. Близько 90% бюджету агентств

спрямовується на фінансову допомогу водокористувачам для впровадження екологічних заходів. У кожному басейні діє водна поліція, яка контролює відповідність очисних установок встановленим вимогам.

4.2. Польща: законодавча база та унікальна система фіндування

Польська модель управління водними ресурсами поєднує європейські вимоги із національною специфікою адміністративного поділу [56, 57].

Законодавство Польщі регламентує водну політику. Головним актом є закон «Prawo wodne» (2001), який закріплює принципи раціонального використання, співпраці влади та громадськості, а також пріоритетності екологічної функції води. Система управління є самоокупною за рахунок коштів за послуги водопостачання.

Державне фінансування є визначальним для управління водними ресурсами. Ключовим елементом є Національний фонд охорони навколишнього природного середовища та водного господарства, створений у 1989 році. Він акумулює кошти з екологічних штрафів, бюджетів та допомоги ЄС, спрямовуючи їх на будівництво очисних споруд та модернізацію гідротехнічних об'єктів.

Особливість моніторингу вод полягає у інноваційному підході. Польські фахівці використовують біомоніторинг за допомогою мідій. Ці організми дуже чутливі до забруднення: у разі небезпеки вони закривають мушлі, що дозволяє миттєво реагувати на зміну якості води.

У Польщі є 9 районів річкових басейнів. Плани управління водними ресурсами були вперше розроблені у 2011 році. Вони пройшли друге оновлення у 2016 році, а потім - у 2022 році. Плани управління водними ресурсами показують, як будуть витрачатися державні кошти. Встановлюються пріоритети на 6 років і вирішується, куди найбільше слід інвестувати. В середині кожного циклу Європейській Комісії потрібно подати звіт про впровадження заходів, спрямованих на забезпечення доброго стану вод. Для Комісії це інструмент для перевірки витрачених коштів та наскільки ефективно вони використані.

4.3. Німеччина: технологічна досконалість та ресурсозбереження

Німеччина належить до країн ЄС, що демонструють високу ефективність у сфері водопідготовки та раціонального міського планування. [59].

Офіційна стратегія федерального уряду Німеччини, прийнята 15 березня 2023 року Міністерством довкілля (BMUV/BMUKN) та є ключовим

документом, що визначає підходи до сталого управління водними ресурсами, забезпечення якісного водопостачання, адаптації до кліматичних змін. Стратегія є рамковою і описує довгострокове (до 2050 р.) бачення водного сектору, зокрема водопідготовкою, захистом водних ресурсів та інтегрованим плануванням у містах та сільській місцевості.
<https://www.bundesumweltministerium.de/en/national-water-strategy>

У Німеччині до 70% питної води отримують із підземних джерел. Для дезінфекції замість хлору (Cl_2) використовують хлор (IV) оксид (ClO_2), що є більш безпечним. Очисні установки працюють за принципом флокуляційної фільтрації, використовуючи солі феруму для осадження мікродомішок.

У Берліні (район Потсдамської площі) реалізовано проект збору та акумулювання опадів. Дощова вода збирається у підземні резервуари і покриває до 80% побутових потреб прилеглих будівель (туалети, кондиціонування), а надлишок живить штучне озеро.

Також у Німеччині є практика використання мобільних станцій моніторингу для малих річок. Вони автоматично вимірюють параметри якості води кожні кілька годин і передають дані в мережу.

Вперше Національна водна стратегія об'єднує заходи, пов'язані з водними ресурсами, у всіх відповідних секторах: сільському господарстві та охороні природи, адмініструванні та транспорті, міському розвитку та промисловості. Також вперше всі зацікавлені сторони беруть участь: федеральний уряд, федеральні землі та муніципалітети, а також усі економічні сектори та групи, які використовують воду. Стратегія відіграє ключову роль у впровадженні #WaterInAllPolicies (Вода в усіх політиках). Це означає, що вода має бути в центрі уваги в низці політичних сфер, що мають пряме чи непряме відношення до води. Це єдиний спосіб досягти переходу на водні ресурси, які необхідні для стійкості у водному питанні у період кліматичної кризи та інших викликів, а також для задоволення потреби в надійному водопостачанні.

Наукову основу для проекту Національної водної стратегії заклало Німецьке агентство з охорони навколишнього середовища в рамках дослідницького та розробницького проекту. Ключові цілі Національної водної стратегії є: високоякісна та доступна питна вода в Німеччині навіть через 30 років; якість води гарантована – ґрунтові води та водойми (озера, струмки, річки, океани) чистіші; принцип «забруднювач платить» та ефективне використання ресурсів; відновлений напівприродний водний режим став більш стійким; інфраструктура водопостачання та водовідведення адаптована до наслідків кліматичної кризи.

Перша програма заходів буде поступово впроваджена до 2030 року. Зроблені вже перші кроки, що включають:

- ✓ Розробка національних рекомендацій щодо вирішення проблеми дефіциту води. Разом із федеральними землями та у діалозі із зацікавленими сторонами буде створено єдину систему, щоб забезпечити постійну наявність достатніх ресурсів питної води поблизу.
- ✓ Узгодження з коштами Федерального плану дій щодо природних рішень для клімату та біорізноманіття.
- ✓ Перехід до водно-розумних міст, який вже триває і федеральний уряд наразі підтримує муніципалітети, які сприяють водно-розумному міському розвитку. Федеральний уряд та федеральні землі інтенсивно працюють над впровадженням «Білої книги» про міське озеленення.
- ✓ Федеральний інститут гідрології (BfG) розробляє національну, орієнтовану на групи користувачів систему інформації про низький рівень води (Niedrig wasser informations system, NIWIS).
- ✓ Федеральне міністерство охорони навколишнього середовища запустило стратегію комунікації з питань води, спрямовану на підвищення обізнаності громадськості щодо використання води як ресурсу.
- ✓ Іншими відповідними учасниками водного сектору є федеральні землі та асоціації, і вони вже приєдналися до нас у просуванні Національної водної стратегії, розпочавши власні проекти.

4.4. Система управління водних ресурсів в Іспанії

В Іспанії система управління водними ресурсами базується на інтегрованому управлінні за басейновим принципом, як того вимагає ВРД ЄС. Тобто водні ресурси оцінюються та плануються не за адміністративними кордонами, а в межах річкових басейнів з розробкою Планів управління річковими басейнами та комплексами заходів для досягнення «доброго стану» водних об'єктів.

В Іспанії ключову роль у басейновому управлінні відіграють Гідрографічні конфедерації (Confederaciones Hidrográficas), які належать до Міністерства з екологічного переходу і демографічних викликів (MITECO) <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio.html>. Гідрографічні конфедерації реалізують управління водними ресурсами на рівні великих річкових басейнів, їх основні повноваження:

- ✓ розробка та імплементація Планів управління річковими басейнами;
- ✓ моніторинг кількості та якості води;
- ✓ управління великими водними інфраструктурами (водосховища, канали);
- ✓ контроль за використанням води та видача дозволів;

✓ участь у громадському консультуванні.

Міністерство розробляє національну політику у сфері вод, визначає загальні пріоритети, забезпечує координацію між конфедераціями та іншими органами. Басейнові ради та керівні органи конфедерацій включають представників державних органів, місцевих влад, промисловості, сільського господарства та громадських організацій — це гарантує принцип інтегрованого управління з урахуванням інтересів різних груп.

Моніторинг якості та кількості вод в Іспанії здійснюється насамперед самими River Basin Authorities (Confederaciones Hidrográficas) <https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/recursos/quien-es-quien/confederacion-guadiana.html> у рамках виконання вимог Водної рамкової директиви ЄС. За результатами моніторингу складаються карти стану водних об'єктів і бази даних, що входять до Планів управління річковими басейнами. Окрім державних структур, в Іспанії є й незалежні науково-дослідні інститути, які проводять додаткові дослідження щодо водних ресурсів, зокрема: Catalan Institute for Water Research (ICRA) — досліджує цикли води, якість та використання води, наслідки зміни клімату.

Державний бюджет є основним фінансуванням діяльності конфедерацій і управлінських органів через Міністерство з екологічного переходу та відповідні бюджети самих конфедерацій. Значна частина фінансування проєктів, пов'язаних з модернізацією водного сектору (наприклад, очисні споруди, інструменти моніторингу, програми управління якістю води), надходить із фондів ЄС. River Basin Authorities мають право стягувати з плати за користування водою збори, за використання водних ресурсів та водовідведення, які частково спрямовуються на покриття своїх адміністративних і моніторингових витрат.

Узагальнюючи досвід цих країн, можна стверджувати, що успіх управління водними ресурсами в ЄС забезпечується поєднанням строгого законодавчого контролю, економічних стимулів для зменшення забруднення та активного залучення громадськості до прийняття рішень на локальному рівні.

4.5. Досвід управління водними ресурсами в Японії

Вартим уваги є досвід Японії в раціональному використанні водних ресурсів. Ця країна зазнала серйозної нестачі води в останні роки. Зокрема, під час 1994 року дефіцит води торкнувся майже всієї Японії, постраждало приблизно 16 мільйонів людей. Тому план управління водними ресурсами на 21 століття встановив три основні цілі: 1) розвиток системи сталого водокористування; 2) захист та покращення водного середовища; 3)

відновлення культури управління водними ресурсами та просування культури водокористування. У Японії, окрім основної системи водопостачання, застосовується допоміжне водокористування. Допоміжне водокористування – це загальний термін, що стосується води, що використовується для змиву туалетів, охолодження, кондиціонування повітря, а також води, що використовується в спринклерних системах, яка отримується з циркуляції стічних вод, промислових стічних вод, дощової води тощо. Допоміжна вода в основному використовується в муніципальному та побутовому секторі, але її якість нижча, ніж у водопровідної води. Використання допоміжної води призводить до зменшення загального споживання води, підвищення обізнаності про збереження води та сприйняття раціонального використання обмежених водних ресурсів. Ефект від використання такої води виражається у зменшенні скидів стічних вод та покращенні стану навколишнього середовища. Використання допоміжної води можна розділити на два типи: рециркуляція стічних вод та використання опадів. Як допоміжна вода використовується дощова вода, іноді в поєднанні з системами рециркуляції стічних вод. Використовуються як великомасштабні системи, так і окремі бочки для збору дощової води, які встановлюються в приватних домогосподарствах. Не дивно, що винахід дощових ланцюгів належить японцям. У їхній культурі споглядання води вважається одним із найбільш заспокійливих факторів. Японці придумали дощові ланцюги замість традиційного водостоку, в якому струмені, що стікають, взагалі не видно. Це споруди відкритого типу, по яких вода рухається каскадом, перетікаючи з однієї ємності в іншу. У Японії існує близько 2500 великомасштабних систем допоміжного водокористування. Для заохочення використання допоміжної води розробляються проекти рециркуляції стічних вод та вживаються заходи, включаючи зниження податків, низькопроцентні позики, субсидії тощо на встановлення таких споруд [60, 73].

4.6. Програма моніторингу басейну річки Дунай

Програма моніторингу басейну річки Дунай, що координується Міжнародною комісією з охорони річки Дунай (ICPDR) [61], є одним із наймасштабніших прикладів транскордонного водного моніторингу в Європі. Інституційна структура програми базується на міжурядовій співпраці 14 країн басейну Дунаю та Європейського Союзу. ICPDR виконує координаційну та методологічну роль, тоді як національні органи водного господарства та екологічні агентства відповідають за безпосередній збір і первинну обробку даних. Фінансування програми здійснюється за рахунок внесків країн-учасниць, коштів Європейського Союзу (зокрема через програми LIFE,

INTERREG), а також міжнародних фінансових інституцій. Моніторинг реалізується в рамках Спільної програми моніторингу (Joint Danube Survey), що забезпечує уніфіковані методи відбору проб і аналітичних вимірювань. Контроль якості води охоплює фізико-хімічні показники (температура, рН, розчинений кисень, поживні речовини, важкі метали), біологічні елементи якості (фітопланктон, макрзообентос, іхтіофауна), а також аналіз небезпечних і пріоритетних речовин відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС. Новий етап моніторингу (JDS 5) розпочався в середині 2025 року на ділянках відбору проб у 14 країнах басейну річки Дунай. JDS 5 спирається на успіхи попередніх досліджень (JDS1-4), інтегруючи інноваційні технології, такі як аналіз екологічної ДНК (eDNA), оцінка мікропластику та передові методи моніторингу. Зосереджуючись на залученні громадськості є прагнення подолати розрив між наукою та громадами, залучаючи всіх до моніторингу. Особлива увага приділяється ідентифікації дифузних джерел забруднення, зокрема сільськогосподарських стоків, а також впливу промислових і комунальних скидів.

Отримані дані слугують основою для розроблення та коригування Планів управління річковим басейном Дунаю. Дані моніторингу використовуються для Планів управління річковим басейном, оцінки транскордонного перенесення забруднень та розробки спільних природоохоронних заходів.

4.7. Моніторинг якості води в Чеській Республіці

У Чеській Республіці ключовою інституцією у сфері моніторингу якості води є Чеський гідрометеорологічний інститут (CHMI), який підпорядковується Міністерству довкілля [62]. Інститут відповідає за організацію та експлуатацію національної мережі моніторингових станцій на річках, озерах, водосховищах, підземних водах, а також за стандартизацію методик спостережень. Фінансування діяльності інституту здійснюється з державного бюджету, доповнюється коштами Європейського Союзу та грантовими програмами (INTERREG, Horizon, LIFE), спрямованими на імплементацію екологічного законодавства ЄС.

Національна система моніторингу вод Чехії працює відповідно до законодавства (Закон № 254/2001 Sb., «Водний закон»), яке встановлює вимоги до визначення стану водних ресурсів [63]. У межах моніторингу застосовуються як класичні лабораторні аналізи, так і автоматизовані станції безперервного контролю. Методи контролю якості води включають визначення фізичних параметрів (температура, каламутність), хімічних

показників (поживні речовини, органічні забруднювачі, метали) та біологічних індикаторів екологічного стану.

Результати оцінюються відповідно до національного Закону про охорону вод та вимог ВРД, що дозволяє забезпечити порівнянність даних на європейському рівні та використовувати їх у регуляторних і управлінських рішеннях.

4.8. Моніторинг якості води у Великій Британії

Підхід Catchment Based Approach (CaBA) у Великій Британії ґрунтується на децентралізованій моделі управління водними ресурсами, що поєднує діяльність державних органів, місцевих громад, неурядових організацій, наукових установ і бізнесу. Інституційно ініціатива координується Агентством з охорони довкілля Англії, але реалізація конкретних проєктів здійснюється на рівні окремих водозбірних басейнів.

Фінансування CaBA формується з державних екологічних програм, місцевих бюджетів, благодійних фондів і приватних внесків. Моніторинг якості води часто поєднує професійні вимірювання з громадянською наукою, що дозволяє розширити просторове охоплення спостережень.

Контроль якості води включає базові фізико-хімічні показники, біоіндикаційні методи та візуальні оцінки стану водотоків. Такий підхід сприяє підвищенню екологічної обізнаності населення та формуванню спільної відповідальності за стан водних ресурсів. CaBA довела ефективність поєднання наукових методів та участі громад, що сприяло покращенню екологічного стану річок і підвищенню екологічної свідомості населення [65].

4.9. Угода про якість води Великих озер (США – Канада)

Інституційна структура моніторингу в рамках Угоди про якість води Великих озер (GLWQA) базується на двосторонній співпраці між урядами США та Канади. Провідну роль відіграють Агентство з охорони навколишнього середовища США (EPA) та Міністерство довкілля і зміни клімату Канади, а також регіональні та наукові установи [66].

Фінансування здійснюється з федеральних бюджетів обох країн та спеціальних програм з відновлення Великих озер.

Методи моніторингу включають польові вимірювання, лабораторні аналізи, дистанційне зондування та автоматизовані системи спостережень у реальному часі. Контроль якості води охоплює оцінку поживних речовин, токсичних забруднювачів, біологічного стану екосистем та поширення інвазивних видів. Отримані дані дозволили значно зменшити промислове

навантаження, скоротити фосфорне забруднення та своєчасно реагувати на шкідливе «цвітіння» водоростей.

4.10. Програма «Намамі Ганг» (Індія)

Програма «Намамі Ганг» реалізується Національною місією за чистий Ганг (National Mission for Clean Ganga (NMCG) під керівництвом уряду Індії. Інституційна структура включає центральні та регіональні органи влади, наукові інститути та муніципалітети [66].

Фінансування забезпечується з державного бюджету Індії, а також за рахунок міжнародної фінансової та технічної допомоги.

Моніторинг базується на мережі автоматизованих станцій, що передають дані в режимі реального часу. Методи контролю включають вимірювання біохімічного споживання кисню, вмісту коліформних бактерій, важких металів та інших показників, критичних для здоров'я населення. Дані використовуються для оперативного управління очисними спорудами та посилення контролю за промисловими скидами.

4.11. Басейн Мюррей–Дарлінг (Австралія)

Управління басейну Мюррей–Дарлінг координує комплексну програму моніторингу, що охоплює декілька штатів Австралії. Інституційна модель поєднує федеральні та регіональні органи управління водними ресурсами.

Фінансування здійснюється з державного бюджету та спеціальних екологічних фондів.

У моніторингу активно застосовуються супутникове дистанційне зондування, автоматизовані датчики та біологічні оцінки. Контроль якості води зосереджений на показниках солоності, каламутності, поживних речовин і стані водних екосистем, що дозволяє адаптувати управлінські рішення до кліматичної мінливості та водогосподарського навантаження.

Оптимізація водорозподілу, зменшення солоності та адаптація до кліматичних змін.

Розглянуті приклади демонструють, що ефективний моніторинг якості води базується на трьох ключових складових:

- ✓ чіткі інституційні ролі та координація;
- ✓ стабільне багатоканальне фінансування;
- ✓ поєднання традиційних та інноваційних методів моніторингу.

Використання такого досвіду є надзвичайно цінним для вдосконалення національних систем моніторингу вод, зокрема в країнах, що гармонізують своє законодавство з вимогами ЄС.

4.12. Порівняння світових практик моніторингу

Аналіз реальних практик моніторингу вод у світі показує, що найсистемніший та найекологічніший підхід мають країни Європейського Союзу. Прогресивність країн ЄС полягає у наступному:

- ✓ Вирізняються єдиною правовою рамкою, так як Водна рамкова директива (WFD) створює обов'язкову, узгоджену систему для 27 країн-членів та кандидатів на вступ.
- ✓ Важливою особливістю є оцінка екологічного стану, а не лише концентрацій. Зокрема ЄС є світовим лідером у застосуванні: біоіндикаторів, гідроморфологічних критеріїв, інтегрованих екологічних індексів.
- ✓ Басейновий принцип управління. Управління водними ресурсами за межами адміністративних кордонів — це ключова перевага.
- ✓ Наукова підтримка (JRC, EEA). Рішення ґрунтуються на системних оглядах, а не фрагментарних даних.

До слабких сторін можна віднести:

- Повільне впровадження інновацій;
- Бюрократичність;
- Складність уніфікації даних між країнами.

Отже, ЄС найпрогресивніший щодо моніторингу з точки зору концепції, екологічної філософії та довгострокової сталості.

Моніторингова система США та Канада характеризуються технологічними і аналітичними перевагами, зокрема можна відмітити такі сильні сторони:

- ✓ Швидке впровадження нових технологій: real-time monitoring, сенсорні мережі, big data та AI-аналітика.
- ✓ Сильна лабораторна база (EPA): нові методи для мікропластику, токсикологія, скринінг emerging contaminants.
- ✓ Гнучкість управління: штати/провінції можуть бути інноваційними «полігонами» для нових практик.

Слабкими сторонами моніторингу вод у цих країнах можна вважати:

- Менша уніфікація між регіонами;
- Акцент на хімічних стандартах, а не екосистемах.

Північна Америка має технологічно найсучасніші системи моніторингу навколишнього середовища, зокрема і вод, але характеризується меншою системністю на національному рівні.

Система моніторингу в Австралії найінноваційніша в умовах кліматичних викликів, здатна до швидкої адаптації, зокрема її сильні сторони:

- ✓ Лідер у дистанційному зондуванні, гідрологічному моделюванні, управлінні дефіцитом води.
- ✓ Наявність гнучких інструментів адаптації до кліматичних змін.

До слабких сторін можна віднести:

- Менше уваги приділяється біоіндикаторам, порівняно з ЄС;
- Фокус на кількість води більший як на її якість.

Австралія відноситься до світових лідерів у кліматично адаптивному моніторингу, досвід такий може бути цінним, зважаючи на сучасні тенденції до різких змін клімату.

Моніторингова система країн Азії (Індія, Китай, Південна Корея) характеризується швидкістю та масштабами. До сильних сторін систем моніторингу в цих країнах можна віднести:

- ✓ Масове впровадження автоматизованих станцій;
- ✓ Централізовані платформи даних;
- ✓ Високу частоту вимірювань.

Слабкими сторонами моніторингу країн Азії є:

- Обмежена прозорість;
- Менше екосистемних показників;
- Політична, а не екологічна мотивація.

Моніторинг країн Азія є лідером за масштабом і швидкістю, але не за якістю інтеграції даних. Нижче в таблиці 4.1 наведена порівняльна характеристика практик моніторингу якості води різних країн.

Таблиця 4.1

Порівняльна таблиця світових практик моніторингу якості вод (узагальнення)

Критерій	ЄС	США/Канада	Австралія	Азія
Правова єдність	★ ★ ★ ★ ★	★ ★ ★	★ ★ ★ ★	★ ★ ★
Екосистемний підхід	★ ★ ★ ★ ★	★ ★ ★	★ ★ ★	★ ★
Інноваційність	★ ★ ★ ★	★ ★ ★ ★ ★	★ ★ ★ ★	★ ★ ★ ★
Реальний час	★ ★ ★	★ ★ ★ ★ ★	★ ★ ★ ★	★ ★ ★ ★ ★
Прозорість	★ ★ ★ ★ ★	★ ★ ★ ★	★ ★ ★ ★	★ ★
Гнучкість	★ ★ ★	★ ★ ★ ★ ★	★ ★ ★ ★	★ ★ ★

Отже, найбільш прогресивною у концептуальному та екосистемному сенсі є модель Європейського Союзу, яка забезпечує довгострокову сталість, правову визначеність та інтеграцію моніторингу з управлінням водними ресурсами. Водночас країни Північної Америки та Австралія випереджають ЄС у швидкості впровадження технологічних інновацій, тоді як окремі країни Азії демонструють безпрецедентний масштаб і оперативність моніторингу, але з меншим акцентом на екологічну інтеграцію

4.13. Сучасна політика ЄС щодо моніторингу вод

Сучасна водна політика Європейського Союзу ґрунтується на положеннях Водної рамкової директиви, ключовим інструментом реалізації якої є плани управління річковими басейнами. Водночас результати їх виконання свідчать про наявність суттєвих проблем: значна частка поверхневих і підземних вод у державах-членах ЄС досі не досягає доброго хімічного стану, а між країнами зберігаються помітні відмінності у рівні досягнення екологічних цілей. Проведена у 2019 році оцінка придатності Водної рамкової директиви засвідчила потребу в оновленні переліків забруднюючих речовин, оскільки чинні списки не повною мірою враховують нові хімічні сполуки, комбінований вплив сумішей та кумулятивні ефекти, а також виявила недоліки у сфері моніторингу, управління даними та звітності.

У відповідь на ці виклики Європейська Комісія ініціювала перегляд низки водних директив, зокрема Рамкової директиви з водних ресурсів [20], Директиви про підземні води [27] та Директиви про стандарти якості навколишнього середовища у напрямку води [33]. Запропоновані зміни спрямовані на досягнення стратегічної мети ЄС щодо нульового забруднення довкілля до 2050 року, що є складовою Європейської зеленої угоди. Хімічне забруднення водних ресурсів розглядається як серйозна загроза водним екосистемам і здоров'ю людини, з огляду на токсичний вплив, накопичення забруднювачів у харчових ланцюгах та втрату біорізноманіття.

Європейський Союз має юридичне зобов'язання регулярно переглядати переліки речовин, що становлять ризик для поверхневих і підземних вод, та встановлювати відповідні екологічні стандарти якості. Особливу увагу в оновлених підходах приділено пер- та поліфторалкільним речовинам (PFAS), фармацевтичним препаратам і пестицидам, для яких визначаються нові або більш строгі нормативи. PFAS, відомі як «вічні хімічні речовини», широко застосовуються у побуті та промисловості, що обумовлює їх значну поширеність у водному середовищі. Країни ЄС погодилися на встановлення стандартів якості довкілля з врахуванням таких речовин у поверхневих водах.

Окремі положення стосуються вдосконалення підходів до моніторингу та звітності. Запроваджуються проміжні звіти, нові методи спостережень, зокрема дистанційне зондування, а також розглядається можливість створення загальноєвропейського центру моніторингу. Водночас уточнюється поняття погіршення стану водного об'єкта з урахуванням судової практики та наукових підходів, що дозволяє гнучкіше оцінювати короткострокові та локальні впливи без збільшення загального навантаження забруднення.

Щодо підземних вод, оновлена політика передбачає встановлення загальноєвропейських стандартів для найбільш небезпечних синтетичних речовин, узгоджених із вимогами Директиви про питну воду. Додатково вводиться обов'язковий механізм «списку спостереження» для підземних вод, що дозволить своєчасно реагувати на появу нових забруднювачів. Державам-членам надано тривалий перехідний період для досягнення відповідності новим стандартам, що враховує складність і ресурсомісткість необхідних заходів.

Досягнута у 2025 році попередня політична угода між Радою ЄС та Європейським Парламентом щодо оновлення переліків забруднюючих речовин і відповідних стандартів якості стала важливим етапом у модернізації водної політики ЄС. Вона забезпечує узгодження регуляторних вимог із сучасними науковими знаннями, посилює захист водних екосистем і створює підґрунтя для більш ефективного та прозорого управління водними ресурсами в Європі.

4.13.1. Українські перспективи у водній політиці на шляху Євроінтеграції

Попри відчутні досягнення у наближенні водного законодавства України до вимог Водної рамкової директиви ЄС, процес її впровадження супроводжується низкою наукових, інституційних і практичних проблем. Зокрема, йдеться про неповне узгодження переліків пріоритетних забруднюючих речовин та екологічних нормативів якості з положеннями директив Європейського Союзу, недостатню кількість акредитованих лабораторій для визначення екологічних стандартів якості (EQS), відсутність або обмеженість референтних умов для окремих типів водних об'єктів, фрагментарний і нерівномірний характер даних державного моніторингу вод, а також дефіцит фінансових і кадрових ресурсів для ефективної реалізації планів управління річковими басейнами. Окремої уваги вимагає питання глибшої інтеграції наукових напрацювань для прийняття управлінських рішень.

Подолання зазначених проблем вимагає послідовної державної політики, посилення науково-методичного забезпечення та поглиблення співпраці з інституціями Європейського Союзу. Запровадження підходів до управління водними ресурсами, гармонізованих зі стандартами ЄС, відкриває для України низку переваг, серед яких доступ до сучасних методик, розширення можливостей фінансування природоохоронних проєктів і зміцнення транскордонної співпраці.

Водночас такі підходи сприяють захисту здоров'я населення, збереженню біорізноманіття та формуванню засад сталого економічного розвитку, пов'язаного з використанням водних ресурсів. Хоча Україна не є державою-членом ЄС, застосування європейського водного законодавства формує чітку дорожню карту для вдосконалення національної системи управління водними ресурсами, розв'язання актуальних проблем якості вод та поступу до сталого майбутнього.

РОЗДІЛ 5

Методики аналізу води: адаптація до міжнародних вимог

В Україні прийняті перші європейські стандарти у сфері аналізу якості вод і водних об'єктів. У процесі євроінтеграції Україна має сформувати дієву державну систему моніторингу стану довкілля та контролю за дотриманням природоохоронного законодавства відповідно до вимог і практик Європейського Союзу. Важливою складовою цього процесу є інструментально-лабораторний контроль, що здійснюється підрозділами Державної екологічної інспекції та її територіальними органами.

Набуття Україною статусу афілійованого члена CEN-CENELEC передбачає зобов'язання щодо впровадження європейських стандартів (EN, EN ISO) та усунення розбіжностей між національною системою стандартизації і стандартами ЄС. З цієї причини, а також з метою документування шкоди, завданої довкіл्लю, визначення розмірів збитків, зокрема внаслідок військової агресії, органи Державної екологічної інспекції мають забезпечувати дослідження відібраних проб атмосферного повітря, поверхневих вод і ґрунтів на території України відповідно до європейських та міжнародних стандартів, прийнятих у національній системі стандартизації.

Програма підтримки ОБСЄ для України для сприяння нашій державі у виконанні зазначених зобов'язань забезпечила розроблення 18 національних стандартів України, які спрямовані на впровадження лабораторно-інструментального контролю якості поверхневих вод.

Національні стандарти розробляла команда експертів Програми підтримки ОБСЄ для України разом з національними технічними комітетами стандартизації ТК 82 «Охорона довкілля» та ТК 147 «Якість питної води».

Національні нормативні документи розробляли методом перекладу відповідно до вимог ДСТУ 1.7:2015 «Національна стандартизація. Правила та методи прийняття міжнародних і регіональних нормативних документів» та ДСТУ 1.2:2024 «Національна стандартизація. Правила проведення робіт з національної стандартизації». Відповідно до правил і процедур національної стандартизації Наказом ДП УкрНДНЦ від 16.07.2025 № 131 прийняті [74]:

ДСТУ EN ISO 5667-1:2025 Якість води. Відбирання проб. Частина 1. Настанови щодо розроблення програм і методів відбирання проб (EN ISO 5667-1:2023, IDT; ISO 5667-1:2023, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 5667-1:2022 (EN ISO 5667-1:2022, IDT; ISO 5667-1:2020, IDT);

ДСТУ EN ISO 5667-3:2025 Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами (EN ISO 5667-3:2024,

IDT; ISO 5667-3:2024, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 5667-3:2022 (EN ISO 5667-3:2018, IDT; ISO 5667-3:2018, IDT);

ДСТУ EN ISO 5814:2025 Якість води. Визначення розчиненого кисню. Електрохімічний метод із застосуванням зонду (EN ISO 5814:2012, IDT; ISO 5814:2012, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 5814:2022 (EN ISO 5814:2012, IDT; ISO 5814:2012, IDT);

ДСТУ EN ISO 5815-1:2025 Якість води. Визначення біохімічного споживання кисню після п діб (БСКп). Частина 1. Метод розведення та висівання з додаванням алілтїосечовини (EN ISO 5815-1:2019, IDT; ISO 5815-1:2019, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 5815-1:2022 (EN ISO 5815-1:2019, IDT; ISO 5815-1:2019, IDT);

ДСТУ EN ISO 7393-2:2025 Якість води. Визначення вільного та загального хлору. Частина 2. Колориметричний метод із застосуванням N,N-діалкіл-1,4-фенілендіаміну для поточного контролювання (EN ISO 7393-2:2018, IDT; ISO 7393-2:2017, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 7393-2:2022 (EN ISO 7393-2:2018, IDT; ISO 7393-2:2017, IDT);

ДСТУ EN ISO 7887:2025 Якість води. Дослідження і визначення забарвленості (EN ISO 7887:2011, IDT; ISO 7887:2011, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 7887:2022 (EN ISO 7887:2011, IDT; ISO 7887:2011, IDT);

ДСТУ EN ISO 8467:2025 Якість води. Визначення перманганатної окиснюваності (EN ISO 8467:1995, IDT; ISO 8467:1993, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 8467:2022 (EN ISO 8467:1995, IDT; ISO 8467:1993, IDT);

ДСТУ EN ISO 10304-1:2025 Якість води. Визначення розчинених аніонів рідинною іонною хроматографією. Частина 1. Визначення броміду, хлориду, фториду, нітрату, нітриту, фосфату та сульфату (EN ISO 10304-1:2009, IDT; ISO 10304-1:2007, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 10304-1:2022 (EN ISO 10304-1:2009, IDT; ISO 10304-1:2007, IDT), ДСТУ EN ISO 10304-1:2022 (EN ISO 10304-1:2009, IDT; ISO 10304-1:2007, IDT)/Поправка № 1:2022 (EN ISO 10304-1:2009/AC:2012, IDT; ISO 10304-1:2007/Cor 1:2010, IDT);

ДСТУ EN ISO 10304-4:2025 Якість води. Визначення розчинених аніонів рідинною іонною хроматографією. Частина 4. Визначення хлорату, хлориду та хлориту у воді з низьким рівнем забрудненості (EN ISO 10304-4:2022, IDT; ISO 10304-4:2022, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 10304-4:2022 (EN ISO 10304-4:2022, IDT; ISO 10304-4:2022, IDT);

ДСТУ EN ISO 10703:2025 Якість води. Радіонукліди, що випромінюють гамма-випромінювання. Метод випробування з використанням гамма-спектрометрії високої роздільної здатності (EN ISO 10703:2021, IDT; ISO 10703:2021, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 10703:2022 (EN ISO 10703:2021,

IDT; ISO 10703:2021, IDT);

ДСТУ EN ISO 15061:2025 Якість води. Визначення розчиненого бромату. Метод рідинної іонної хроматографії (EN ISO 15061:2001, IDT; ISO 15061:2001, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 15061:2022 (EN ISO 15061:2001, IDT; ISO 15061:2001, IDT);

ДСТУ EN ISO 17495:2025 Якість води. Визначення вмісту окремих нітрофенолів. Метод твердофазної екстракції та газової хроматографії з мас-спектрометричною реєстрацією (EN ISO 17495:2003, IDT; ISO 17495:2001, IDT) — на заміну ДСТУ EN ISO 17495:2022 (EN ISO 17495:2003, IDT; ISO 17495:2001, IDT);

ДСТУ EN ISO 18412:2025 Якість води. Визначення хрому (VI). Фотометричний метод для слабкозабруднених вод (EN ISO 18412:2006, IDT; ISO 18412:2005, IDT) - на заміну ДСТУ EN ISO 18412:2022 (EN ISO 18412:2006, IDT; ISO 18412:2005, IDT);

Також наказом ДП УкрНДНЦ від 29.07.2025 № 141 прийняті:

ДСТУ EN ISO 5667-6:2025 Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб із річок і струмків (EN ISO 5667-6:2016, IDT; ISO 5667-6:2014, IDT) - На заміну ДСТУ EN ISO 5667-6:2022 (EN ISO 5667-6:2016, IDT; ISO 5667-6:2014, IDT);

ДСТУ EN ISO 5667-14:2025 Якість води. Відбирання проб. Частина 14. Настанови щодо забезпечення якості та контролювання відбирання та оброблення проб природної води (EN ISO 5667-14:2016, IDT; ISO 5667-14:2014, IDT) - На заміну ДСТУ EN ISO 5667-14:2022 (EN ISO 5667-14:2016, IDT; ISO 5667-14:2014, IDT);

ДСТУ EN ISO 9377-2:2025 Якість води. Визначення нафтопродуктів. Частина 2. Метод рідинного екстрагування і газової хроматографії (EN ISO 9377-2:2000, IDT; ISO 9377-2:2000, IDT) - На заміну ДСТУ EN ISO 9377-2:2022 (EN ISO 9377-2:2000, IDT; ISO 9377-2:2000, IDT);

ДСТУ EN ISO 17294-1:2025 Якість води. Застосування мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-MS). Частина 1. Загальні настанови (EN ISO 17294-1:2024, IDT; ISO 17294-1:2024, IDT) - На заміну ДСТУ EN ISO 17294-1:2022 (EN ISO 17294-1:2006, IDT; ISO 17294-1:2004, IDT);

ДСТУ EN ISO 18857-2:2025 Якість води. Визначення вмісту окремих алкілфенолів. Частина 2. Газохроматографічно-мас-спектрометричне визначення алкілфенолів, їх етоксилатів і бісфенолу А в нефільтрованих пробах після твердофазного екстрагування та утворення похідних (EN ISO 18857-2:2011, IDT; ISO 18857-2:2009, IDT) — На заміну ДСТУ EN ISO 18857-

2:2022 (EN ISO 18857-2:2011, IDT; ISO 18857-2:2009, IDT).

Розробка нових державних стандартів (ДСТУ) відбувалася в рамках проєкту «Екологічний моніторинг наслідків війни та стратегія відновлення». У Міндовкілля роз'яснюють, що на початку 2024 року в Україні скасували дію національних стандартів, які не відповідали міжнародним і європейським нормам. Частину з них замінили європейськими стандартами мовою оригіналу (англійською, французькою) без врахування національних умов застосування. Але оскільки необхідність здійснення дієвого контролю якості води нікуди не зникла, то на час імплементації європейських стандартів – до 1 травня 2025 року – відновлено дію національних стандартів. Варто відмітити, що інтеграція з ЄС у сфері моніторингу якості поверхневих вод вимагає затвердження ще понад 600 стандартів і модернізації лабораторного обладнання (<https://ecopolitic.com.ua/ua/news/mindovkillya-predstavilo-proiekti-dstu-shhodo-monitoringu-yakosti-vodi-za-ievropejskimi-normami>).

Згідно наказів ДП УкрНДНЦ, стандарти вводяться в дію з 1 листопада 2025 року. А швидше їх прийняття є підґрунтям для модернізації лабораторної бази і підвищення кваліфікації персоналу лабораторій, як передумов до впровадження європейських методів контролю стічних і поверхневих вод та водних ресурсів. Замовити офіційні тексти стандартів можна через офіційних партнерів <https://uas.gov.ua/poslugi/official-copies-of-regulatory-documents>.

МЕТОДИКИ АНАЛІЗУ ВОДИ

(використовуються у навчальному процесі)

5.1. Методика виконання вимірювань масових концентрацій кальцію та магнію у поверхневих і очищених стічних водах титриметричним методом

Методика титриметричного визначення масових концентрацій кальцію та магнію відповідає вимогам ISO 6059:2003, ISO 6059:1984, ISO 6058:1984 (EN ISO) та MBV №081/12-0006-01, MB №081/12-0006-01.

1. Сфера застосування

Цей документ встановлює методику виконання вимірювань масових концентрацій кальцію та магнію у поверхневих і очищених стічних водах титриметричним методом (далі – MBV).

Діапазон вимірювань масової концентрації кальцію в поверхневих і очищених стічних водах становить від 10 до 150 мг/дм³ включно.

Діапазон вимірювань масової концентрації магнію в поверхневих і очищених стічних водах становить від 10 до 150 мг/дм³ включно.

Визначенню заважають метали, які також дають комплексні сполуки з трилоном Б. Це проявляється в нечіткій зміні кольору в точці еквівалентності. Визначенню заважає висока лужність проби, яку нейтралізують соляною кислотою та кип'ятять для повного видалення вуглекислоти. Визначенню заважають завислі речовини. При вмісті заліза більше 50 мг/дм³ цей метод непридатний для визначення кальцію та магнію без попереднього видалення заліза. Визначенню кальцію заважає магній, якщо його концентрація у воді, що аналізується, більше 50 мг/дм³, бо він адсорбує мурексид і заважає чіткій фіксації кінця титрування кальцію.

2. Норми та характеристики похибок вимірювання

Норми похибки вимірювань масової концентрації кальцію та магнію у поверхневих і стічних водах наведено у таблиці 1.

Таблиця 1

Норми похибки вимірювань

Показник	Поверхнева вода		Стічна вода	
	Діапазон вимірювань, мг/дм ³	Норма похибки, %	Діапазон вимірювань, мг/дм ³	Норма похибки, %
Кальцій	від 0,5 до 50 включно	10	від 5 до 100 включно	10
	понад 50	5	понад 100	5
Магній	від 1,0 до 4,0 включно	25	від 3,0 до 10 включно	10
	понад 4,0 до 10 включно	10	понад 10	5
	понад 10	5		

МВВ забезпечує виконання вимірювань масових концентрацій кальцію та магнію у поверхневих і очищених стічних водах із границями сумарної відносної похибки, ($\pm\delta$), %, значення яких при довірчій ймовірності $P = 0,95$ для результату, середнього з двох паралельних вимірювань $n = 2$, наведено у таблиці 2.

Таблиця 2

Границі сумарної відносної похибки вимірювань масових концентрацій кальцію та магнію при довірчій ймовірності $P = 0,95$ для результату, середнього з двох паралельних вимірювань $n = 2$

Показник	Поверхневі та очищені стічні води	
	Діапазон вимірювань масової концентрації, мг/дм ³	Границі сумарної відносної похибки $\pm \delta$, %
Кальцій	від 10 до 50 включно	10
	понад 50 до 150 включно	5
Магній	від 10 до 150 включно	5

3. Засоби вимірювання, допоміжне обладнання, реактиви та матеріали

3.1 Засоби вимірювання

3.1.1 Ваги лабораторні загального призначення 3 класу з найбільшою границею зважування 200 г

3.1.2 Колби мірні 2-100-2, 2-250-2, 2-1000-2

3.1.3 Піпетки з однією позначкою 1-2-5, 1-2-10, 1-2-20, 1-2-50, 1-2-100

3.1.4 Піпетки мірні градуйовані 1-2-2-2, 1-2-2-5

3.1.5 Бюретки 1-1-2-5-0,02; 1-1-2-25-0,05

3.1.6 Циліндри мірні 1-50, 1-100, 1-200, 1-500

3.1.7 Державний стандартний зразок складу розчину іонів кальцію ДСЗУ 022.41-96 з атестованою масовою концентрацією іонів кальцію 1 мг/см³

3.1.8 Державний стандартний зразок складу розчину іонів магнію ДСЗУ 022.80-98 з атестованою масовою концентрацією іонів магнію 1 мг/см³.

3.2 Реактиви

3.2.1 Метилловий червоний (метилрот)

3.2.2 Вода дистильована

3.2.3 Трилон Б

3.2.4 Магній сірчаноокислий

3.2.5 Амоній хлористий

3.2.6 Мурексид

3.2.7 Еріохром чорний Т

- 3.2.8 Натрій хлористий
- 3.2.9 Аміак водний
- 3.2.10 Кислота соляна
- 3.2.11 Натрій гідроокис
- 3.2.12 Натрій сірчистий (сульфід)
- 3.2.13 Гідроксиамін гідрохлорид
- 3.2.14 Кальцій вуглекислий

3.3 Хімічний посуд та матеріали

- 3.3.1 Фільтри знезолені «синя стрічка»
- 3.3.2 Колби конічні, циліндри мірні, хлоркальцієва трубка

Кваліфікація реактивів має бути не гірша за “ч.д.а.” якщо не вказано інше.

Допускається застосовувати інші засоби вимірювальної техніки з метрологічними характеристиками та допоміжні пристрої, реактиви і матеріали з показниками якості не нижчими за установлені цією МВВ.

4. Принцип

Метод вимірювань масової концентрації кальцію та магнію в поверхневих і очищених стічних водах базується на утворенні комплексів кальцію та магнію з трилоном Б. Комплекс іона кальцію з аніоном кислоти етилендіамінтетраоцтової стійкий у дуже лужному середовищі при рН 12-13, а комплекс іона магнію в цьому середовищі руйнується, магній знаходиться у вигляді гідроксиду. Кальцій титрують трилоном Б з індикатором мурексидом. Кальцій з мурексидом утворює комплекс рожевого кольору. Після зв'язування всього кальцію в комплекс з трилоном Б з'являється колір вільного індикатору – бузково-фіолетовий. Після розкладу мурексиду бромною водою або кип'ятінням створюють середовище з рН 10 і титрують магній трилоном Б з індикатором еріохромом чорним Т (хромогеном чорним). Магній з індикатором еріохромом чорним Т утворює комплекс бузково-фіолетового кольору. Після зв'язування всього магнію в комплекс з трилоном Б з'являється колір вільного індикатору – синій.

Титрометричним методом вимірюють об'єми розчину трилону Б, які пішли на титрування кальцію з індикатором мурексидом і титрування магнію з індикатором еріохромом чорним Т.

Розрахунковим методом встановлюють масову концентрацію кальцію та магнію.

5. Підготовка до виконання вимірювань

При підготовці до виконання вимірювань масової концентрації кальцію та магнію у водах виконують: приготування розчинів; встановлення точної концентрації титранту; відбір та консервування проб; пробопідготовку.

5.1 Приготування розчину трилону Б з молярною концентрацією 0,025 моль/дм³

Наважку трилону Б масою (9,31±0,01) г розчиняють у воді бідистильованій, доводять об'єм розчину водою бідистильованою до позначки в мірній колбі за п.3.1.2 місткістю 1 дм³ і ретельно перемішують. Якщо розчин мутний, його фільтрують.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом двох місяців.

Примітка – Розчин трилону Б допустимо готувати зі стандарт-титрів.

5.2 Приготування розчину кальцію хлористого з молярною концентрацією 0,025 моль/дм³ для встановлення точної концентрації розчину трилону Б

Наважку щойно осадженого, висушеного при 105 °С до постійної маси кальцію вуглекислого масою (2,5023±0,0008) г розчиняють у кислоті соляній (1:1). Розчинення ведуть у конічній колбі місткістю 500 см³. Після повного розчинення кальцію вуглекислого циліндром за п.3.1.6 додають 200 см³ води бідистильованої, нагрівають і кип'ятять 20 хвилин. Після охолодження і додавання трьох крапель метилового червоного (метилроту) додають аміак або кислоту соляну краплями до переходу кольору індикатору. Одержаний розчин кількісно переносять у мірну колбу за п.3.1.2 місткістю 1 дм³, доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою і ретельно перемішують.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом трьох місяців.

5.3 Приготування розчину магнію сірчаноокислого з молярною концентрацією 0,025 моль/дм³ для встановлення точної концентрації розчину трилону Б.

5.3.1 Варіант А. Наважку магнію сірчаноокислого семиводного масою (6,1625±0,0008) г розчиняють у воді, в яку добавлено 0,5 см³ сірчаної кислоти (1:10), доводять об'єм розчину в мірній колбі за п.3.1.2 місткістю 1 дм³ до позначки водою бідистильованою і ретельно перемішують.

5.3.2 Варіант Б. Вміст ампули стандарт-титру доводять до позначки в мірній колбі за п.3.1.2 місткістю 1 дм³ водою бідистильованою, ретельно перемішують. Молярна концентрація отриманого розчину магнію сірчаноокислого становить 0,05 моль/дм³.

Для приготування розчину магнію сірчаноокислого з молярною концентрацією 0,025 моль/дм³ піпеткою за п.3.1.3 відбирають 50,0 см³ розчину магнію сірчаноокислого з молярною концентрацією 0,05 моль/дм³, переносять

у мірну колбу за п.3.1.2 місткістю 100 см³, доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою і ретельно перемішують.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом шести місяців.

5.4 Приготування розчину магнію сірчаноокислого з молярною концентрацією 0,05 моль/дм³ для приготування буферного розчину

Наважку магнію сірчаноокислого семиводного масою (1,232±0,001) г розчиняють у воді бідистильованій і доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою у мірній колбі за п.3.1.2 місткістю 100 см³.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом одного року.

5.5 Приготування розчину натрію гідроокису з молярною концентрацією 1 моль/дм³

Наважку натрію гідроокису масою (40±1) г розчиняють при перемішуванні у термостійкому стакані у приблизно 500 см³ щойно прокип'яченої води бідистильованої. Після охолодження розчин кількісно переносять у мірну колбу за п.3.1.2 місткістю 1 дм³, доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою і ретельно перемішують.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій поліетиленовій ємності під захистом від впливу повітря хлоркальцієвою трубкою з натронним вапном в умовах лабораторії протягом одного місяця.

5.6 Приготування аміачного буферного розчину

Наважку амонію хлористого масою (26,8±0,1) г вміщують у конічну колбу місткістю 1 дм³, циліндром за п.3.1.6 додають 100 см³ води бідистильованої, розчиняють при перемішуванні, циліндром за п.3.1.6 додають 300 см³ концентрованого розчину аміаку і ретельно перемішують. До одержаного розчину циліндром за п.3.1.6 додають 50 см³ розчину магнію сірчаноокислого, приготовленого за п. 5.4, і еквівалентну кількість розчину трилону Б з молярною концентрацією 0,05 моль/дм³, яка визначається попереднім титруванням 10 см³ розчину магнію сірчаноокислого. Розчин ретельно перемішують.

Перевірку придатності буферного розчину здійснюють у такий спосіб: до 100 см³ води бідистильованої додають 5 см³ буферного розчину, ретельно перемішують і електрометрично вимірюють рН, значення якого повинно знаходитись у межах (10±1). Титруванням цього контрольного розчину розчином аміаку (при рН менше 9,9) або кислоти соляної (при рН більше 10,1) та подальшим перерахунком на наявну кількість буферного розчину

встановлюють необхідний для коригування рН буферного розчину об'єм розчину аміаку або кислоти соляної.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом одного року.

5.7 Приготування розчину кислоти соляної з молярною концентрацією 1 моль/дм³

За допомогою циліндра за п.3.1.6 88 см³ кислоти соляної концентрованої ($d = 1,18$ г/см³) вміщують у мірну колбу за п.3.1.2 місткістю 1 дм³, об'єм розчину доводять до позначки водою бідистильованою і ретельно перемішують.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом одного року.

5.8 Приготування сухої суміші індикатору мурексиду

Наважку мурексиду масою $(0,2 \pm 0,1)$ г змішують зі (100 ± 1) г натрію хлориду. Суміш ретельно розтирають до тонкого порошку.

Суміш зберігають у темному місці. Термін зберігання суміші обмежений терміном придатності мурексиду.

5.9 Приготування сухої суміші індикатору еріохрому чорного Т

Наважку еріохрому чорного Т масою $(0,5 \pm 0,1)$ г змішують зі (100 ± 1) г натрію хлориду. Суміш ретельно розтирають до тонкого порошку. Суміш зберігають у темному місці. Термін зберігання суміші обмежений Терміном придатності еріохрому чорного Т.

5.10 Встановлення точної концентрації розчину трилону Б і коефіцієнта поправки

Для встановлення точної концентрації розчину трилону Б за допомогою піпеток за п.3.1.3 відбирають три аліквоти різних об'ємів, наприклад, 10, 15, 20 см³, розчину кальцію хлористого за п.5.2 або розчину магнію сірчаноокислого за п. 5.3.

При використанні розчину кальцію хлористого кожному з аліквот вносять у конічну колбу місткістю 250 см³, циліндром за п.3.1.6 додають воду бідистильовану до 100 см³, піпеткою за п.3.1.3 вносять 2 см³ розчину натрію гідроксиду за п. 5.5 (до рН 12-13) та 15 мг сухої суміші індикатору мурексиду за п. 5.8, титрують розчином трилону Б за п. 5.1 при перемішуванні до переходу забарвлення від рожевого до бузково-фіолетового, відмічають об'єм розчину трилону Б, який пішов на титрування.

Окремо виконують холосте титрування зі 100 см³ води бідистильованої.

При використанні розчину магнію сірчаноокислого кожному з аліквот вносять у конічну колбу місткістю 250 см³, циліндром за п.3.1.6 додають воду

бідистильовану до 100 см³, піпеткою за п.3.1.3 вносять 5 см³ аміачного буферного розчину за п. 5.6, 15 мг сухої суміші індикатору еріохрому чорного Т за п. 5.9 і титрують розчином трилону Б до переходу забарвлення від бузково-фіолетового до синього, відмічають об'єм розчину трилону Б, який пішов на титрування.

Окремо виконують холосте титрування зі 100 см³ води бідистильованої.

5.11 Розрахунок точної концентрації розчину трилону Б, C_i , моль/дм³, проводять за формулою:

$$C_i = \frac{C' \cdot V'}{V_i - V_x}, \quad (1)$$

де: C' - концентрація розчину кальцію хлористого за п. 5.2 або розчину магнію сірчаноокислого за п. 5.3 (0,025 моль/дм³);

V' - об'єм розчину кальцію хлористого або розчину магнію сірчаноокислого, взятий для титрування, см³;

V_i - об'єм розчину трилону Б, який пішов на титрування i -го розчину, см³;

V_x - об'єм розчину трилону Б, який пішов на холосте титрування, см³.

5.12 Коефіцієнт поправки, k , до концентрації розчину трилону Б, розраховують за формулою:

$$k = \frac{1}{I} \sum_{i=1}^I k_i = \frac{1}{I} \sum_{i=1}^I \frac{C_i}{C^*}, \quad (2)$$

де: C_i - встановлена за п. 5.11 точна концентрація розчину трилону Б, моль/дм³;

C^* - задана концентрація розчину трилону Б (0,025 моль/дм³).

Розбіжність між коефіцієнтами k_i , встановленими за паралельними титруваннями, не повинна перевищувати 0,001. Значення коефіцієнта поправки не повинно виходити за межі (1±0,03). Якщо коефіцієнт поправки виходить з указаних меж, то розчин відповідно розбавляють або додають трилон Б і знову проводять встановлення коефіцієнта поправки.

Коефіцієнт поправки встановлюють, як правило, при 20 °С. При цій же температурі використовують титрований розчин. Якщо ці операції проводяться при різних температурах, то вводять температурну поправку згідно з додатком А.

Титрований розчин трилону Б зберігають у склянках з тубусом у приміщенні при кімнатній температурі в місцях, захищених від попадання прямих сонячних променів.

На склянці з тубусом вказують задану молярну концентрацію, коефіцієнт поправки, температуру та дату встановлення коефіцієнта поправки. Перевірку коефіцієнта поправки проводять щотижня.

5.13. Відбір та консервування проб

Проби відбирають у скляні або поліетиленові ємності. Об'єм проби, призначеної для вимірювання масової концентрації кальцію та магнію за даною МВВ, повинен бути не менше 300 см³. Проби не консервують. Їх можна зберігати при кімнатній температурі протягом 1 місяця профільтованими через паперовий фільтр «синя стрічка» одразу після відбору і підкисленими до 2 одиниць рН.

5.14 Пробопідготовка

Якщо у профільтованій пробі у період зберігання випав осад карбонату кальцію, перед виконанням аналізу його розчиняють якнайменшим об'ємом кислоти соляної. Якщо проба забарвлена, її пропускають через колонку з активованим вугіллям БАУ (d = 1,5 - 2 см, h = 25 - 30 см) зі швидкістю 2 см/хв.

Для титрування піпетками за п. 3.1.3 відбирають 100 см³ або менший об'єм, вміщують його у конічну колбу місткістю 250 см³, циліндром за п.3.1.6 додають воду дистильовану до 100 см³. В об'ємі для титрування вміст кальцію не повинен перевищувати 7 мг, магнію - 3 мг.

Якщо в пробі масова концентрація фосфатів перевищує 75 мг/дм³ та/або магнію - 50 мг/дм³, то для аналізу відбирають найменший можливий об'єм проби і доводять його в конічній колбі до 100 см³ або попередньо проводять точне розведення проби і піпеткою за п.3.1.3 відбирають для титрування 100 см³.

Перед проведенням аналізу визначають лужність проби. Якщо лужність проби перевищує 6 ммоль/дм³, то до відібраної для титрування аліквоти додають еквівалентну кількість кислоти соляної (0,1 моль/дм³), кип'ятять 1 хвилину для повного видалення вуглекислоти і охолоджують.

5.15 Якщо у пробі міді більше 2 мг/дм³, заліза (II) та (III) більше 20 мг/дм³, марганцю більше 10 мг/дм³, цинку, свинцю, алюмінію, олова більше 5 мг/дм³, то у попередньо нейтралізовану пробу перед створенням необхідного рН для титрування кальцію додають піпеткою за п.3.1.3 2 см³ розчину натрію сульфідіду з масовою часткою 10 % та 5 крапель спиртового розчину гідроксиламіну гідрохлориду з масовою часткою 4,5 %.

6. Процедура вимірювання

6.1 До обробленої за п.5.2 проби додають піпеткою за п.3.1.3 2 см³ розчину натрію гідроокису 15 мг сухої суміші індикатору мурексиду за п. 5.8 і за допомогою бюретки за п.3.1.5 об'ємом 25 см³ титрують кальцій розчином трилону Б за п. 5.1 до зміни забарвлення з рожевого на бузково-фіолетове, відмічають об'єм розчину трилону Б, який пішов на титрування кальцію. Потім до проби додають 1,5 см³ кислоти соляної за п.5.7 та кип'ятять пробу до

зникнення забарвлення. Після охолодження до проби додають піпеткою за п.3.1.3 5 см³ буферного розчину, 15 мг індикатору еріохрому чорного Т за п. 5.9 і після перевірки об'єму на бюретці або доведення його до нульової позначки титрують магній розчином трилону Б за п.5.1 до зміни забарвлення з бузково-фіолетового на синє, відмічають об'єм трилону Б, який пішов на титрування магнію. Якщо виявилось, що в об'ємі для титрування присутні більші кількості кальцію та магнію, ніж ті, що вимагаються, титрування повторюють з меншим об'ємом проби, доведеним водою дистильованою до 100 см³.

Якщо вміст магнію менше ніж 30 мг/дм³, для титрування магнію використовують бюретку за п.3.1.5 ємністю 5 см³. Об'єм, який пішов на титрування, відмічають з точністю 0,02 см³.

6.2 Виконують два паралельні титрування.

6.3 Для кожної серії проб виконують холосте титрування 100 см³ води дистильованої.

6.4 Результати титрувань записують до третьої значущої цифри.

7. Опрацювання результатів

7.1 Результат одиничного вимірювання масової концентрації кальцію у вихідній пробі ρ_{Cai} , мг/дм³, розраховують за формулою:

$$\rho_{\text{Cai}} = \frac{(V_{\text{Cai}} - V_{\text{x}}) \cdot 0,025 \cdot k \cdot 40,08 \cdot 1000}{V_{\text{пр}}} = \frac{(V_{\text{Cai}} - V_{\text{x}}) \cdot k \cdot 1002}{V_{\text{пр}}}, \quad (3)$$

де: V_{Cai} - об'єм розчину трилону Б, який пішов на i -те титрування Ca^{2+} , см³;

V_{x} - об'єм розчину трилону Б, який пішов на холосте титрування, см³;

0,025 - точна концентрація розчину трилону Б, мг/дм³;

k - коефіцієнт поправки для приведення концентрації розчину трилону Б до концентрації 0,025 моль/дм³;

40,08-молярна маса еквіваленту Ca^{2+} при комплексонометричному титруванні;

1000 - коефіцієнт перерахунку концентрації кальцію на мг/дм³;

$V_{\text{пр}}$ - об'єм вихідної проби, взятий для титрування, см³;

i - номер одиничного вимірювання масової концентрації, $i = 1, 2$.

Результат одиничного вимірювання масової концентрації магнію у вихідній пробі ρ_{Mgi} , мг/дм³, розраховують за формулою:

$$\rho_{\text{Mgi}} = \frac{(V_{\text{Mgi}} - V_{\text{x}}) \cdot 0,025 \cdot k \cdot 24,32 \cdot 1000}{V_{\text{пр}}} = \frac{(V_{\text{Mgi}} - V_{\text{x}}) \cdot 607,8}{V_{\text{пр}}}, \quad (4)$$

де: V_{Mgi} - об'єм розчину трилону Б, який пішов на i -те титрування Mg^{2+} , см³;

V_{x} - об'єм трилону Б, який пішов на холосте титрування, см³;

0,025 - точна концентрація розчину трилону Б, моль/дм³;

k - коефіцієнт поправки для приведення концентрації розчину трилону Б до концентрації 0,025 моль/дм³;

24,32- молярна маса еквіваленту Mg^{2+} при комплексонометричному титруванні;

1000 - коефіцієнт перерахунку концентрації магнію на мг/дм³;

$V_{пр}$ - об'єм вихідної проби, взятий для титрування, см³;

i - номер одиничного вимірювання масової концентрації, $i = 1, 2$.

Результати обчислень за формулами (3, 4) заокруглюють і записують до третьої значущої цифри.

Результат вимірювань масової концентрації кальцію (магнію) розраховують за формулою (5) як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань $\rho_{Ca(Mg)1}$, $\rho_{Ca(Mg)2}$:

$$\rho_{Ca(Mg)} = \frac{\rho_{Ca(Mg)1} + \rho_{Ca(Mg)2}}{2}, \quad (5)$$

відносна розбіжність між якими при довірчій ймовірності 0,95 не перевищує значення нормативу оперативного контролю збіжності, $d_{зб}$, %:

$$\frac{2|\rho_{Ca(Mg)1} - \rho_{Ca(Mg)2}|}{\rho_{Ca(Mg)1} + \rho_{Ca(Mg)2}} \leq 0,01 \cdot d_{зб}. \quad (6)$$

Для поверхневих і очищених стічних вод значення нормативу оперативного контролю збіжності при довірчій ймовірності $P = 0,95$ становлять:

- для кальцію у діапазоні від 10 до 50 мг/дм³ включно – 15 %; у діапазоні понад 50 до 150 мг/дм³ включно – 5 %;

- для магнію у діапазоні від 10 до 150 мг/дм³ включно – 10 %.

Результат обчислень за формулою (5) заокруглюють до другої значущої цифри.

7.2 За результат вимірювання масової концентрації кальцію (магнію) у поверхневих та очищених стічних водах приймають середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань масової концентрації кальцію (магнію) у підготованій пробі.

Результат вимірювання масової концентрації кальцію (магнію) у поверхневих та очищених стічних водах представляють у вигляді:

$$(\rho_{Ca(Mg)} \pm \Delta_{Ca(Mg)}), \text{ мг/дм}^3; P = 0,95; n = 2,$$

де: $\pm \Delta_{Ca(Mg)}$ - границі абсолютної похибки результату вимірювання масової концентрації кальцію (магнію) для довірчої ймовірності $P = 0,95$, мг/дм³;

n – кількість паралельних вимірювань, $n = 2$; або

результат вимірювання масової концентрації кальцію (магнію) у поверхневих та очищених стічних водах ($\rho_{\text{Ca(Mg)}}$), мг/дм³, границі сумарної відносної похибки ($\pm \delta$)_{Ca(Mg)}, %; $P = 0,95$; $n = 2$.

7.3 Границі абсолютної похибки результату вимірювання масової концентрації кальцію (магнію) у поверхневих та очищених стічних водах обчислюють за формулою:

$$\Delta_{\text{Ca(Mg)}} = \frac{\delta_{\text{Ca(Mg)}} \cdot \rho_{\text{Ca(Mg)}}}{100} \quad (7)$$

Результат обчислень заокруглюють і записують до другої значущої цифри. Результат вимірювання повинен закінчуватись тим же десятковим розрядом, що і абсолютна похибка вимірювання.

7.4 Результати вимірювань заносять до протоколу.

5.2. Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів у поверхневих і очищених стічних водах гравіметричним методом

Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів у поверхневих та очищених стічних водах гравіметричним методом відповідає ISO9280:1990 (EN ISO9280), ДСТУ ISO 15923-1:2018 (ISO 15923-1:2013, IDT)

1. Сфера застосування

Цей документ встановлює методику виконання вимірювань масової концентрації сульфатів у поверхневих і очищених стічних водах гравіметричним методом (далі - МВВ).

Діапазон вимірювань масових концентрацій сульфатів складає:

- у поверхневих водах від 15 до 2000 мг/дм³ включно;
- в очищених стічних водах від 50 до 5000 мг/дм³ включно.

Визначенню сульфатів заважають завислі речовини, гумусові речовини, силікати при їх присутності в об'ємі проби, що взятий для осадження, більше 2,5 мг (7,5 мг/дм³ у розчині для осадження), залізо в кількості більше 20 мг (100 мг/дм³ у розчині для осадження), кальцій в кількості більше 100 мг (500 мг/дм³ у розчині для осадження), фосфати та хромати в кількості більше 10 мг (50 мг/дм³ у розчині для осадження). Одночасно з сульфатами визначаються сульфіти.

2. Норми та характеристики похибок вимірювань

Норми похибки вимірювань масової концентрації сульфатів у поверхневих і стічних водах наведено у таблиці 1.

Таблиця 1

Норми похибки вимірювань

Природні води		Стічні води	
Діапазон вимірювань масової концентрації сульфатів, мг/дм ³	Норми відносної похибки, $\pm\delta$, %	Діапазон вимірювань масової концентрації сульфатів, мг/дм ³	Норми відносної похибки, $\pm\delta$, %
від 1 до 10 включно	25	понад 50	10
понад 10 до 100 включно	20		
понад 100	15		

МВВ забезпечує виконання вимірювань масової концентрації сульфатів у поверхневих і очищених стічних водах із границями сумарної відносної похибки, ($\pm\delta$), %, значення яких при довірчій ймовірності $P = 0,95$ для результату, середнього з двох паралельних вимірювань, $n = 2$, наведено у таблиці 2.

Таблиця 2

Границі сумарної відносної похибки вимірювань масової концентрації сульфатів при довірчій ймовірності $P = 0,95$ для результату, середнього з двох паралельних вимірювань, $n = 2$

Природні води		Стічні води	
Діапазон вимірювань масової концентрації сульфатів, мг/дм ³	Границі сумарної відносної похибки, $\pm \delta$, %	Діапазон вимірювань масової концентрації сульфатів, мг/дм ³	Границі сумарної відносної похибки, $\pm \delta$, %
від 15 до 2000 включно	10	від 50 до 5000 включно	10

3. Засоби вимірювання, допоміжне обладнання, реактиви та матеріали

3.1 Засоби вимірювання

3.1.1 Ваги лабораторні загального призначення 2 та 3 класів з найбільшою границею зважування 200 г

3.1.2 Піпетки мірні з однією позначкою 2-2-0,5, 2-2-5

3.1.3 Піпетка мірна градуйована 1-2-2-5

3.1.4 Циліндри мірні 1-5, 1-100, 1-200, 1-1000

3.1.5 Державний стандартний зразок складу розчину сульфат-іонів ДСЗУ 022.88-98 з атестованим значенням масової концентрації SO_4^{2-} 10 мг/см³.

3.2 Реактиви

3.2.1 Вода дистильована за ГОСТ 6709

3.2.2 Барій хлористий за ГОСТ 4108

3.2.3 Кислота соляна за ГОСТ 3118

3.2.4 Срібло азотнокисле за ГОСТ 1277

3.2.5 Кальцій хлористий ч. за ТУ 6-09-4711

3.2.6 Амоній молібденовокислий за ГОСТ 3765

3.2.7 Калій роданистий за ГОСТ 4139

3.2.8 Водню пероксид за ГОСТ 10929

3.2.9 Метилловий оранжевий за ТУ 6-09-5171

3.2.10 Натрію гідроокис за ГОСТ 4328

3.3 Хімічний посуд та матеріали

3.3.1 Стакани термостійкі місткістю 500 і 1000 см³, лійки для фільтрування, скляні палички, ексікатори, колби-промивалки за ГОСТ 25336

3.3.2 Тиглі фарфорові за ГОСТ 29225

3.3.3 Водяна баня будь-якої конструкції

3.3.4 Пісочна баня будь-якої конструкції

3.3.5 Піч муфельна будь-якої конструкції

3.3.6 Сушильна шафа будь-якої конструкції

3.3.7 Фільтри знезолені “синя стрічка”, “біла стрічка” за ТУ 6-09-1678
Кваліфікація реактивів має бути не гірша за “ч.д.а.”, якщо не вказано інше.

4. Принцип

Вимірювання масової концентрації сульфатів базується на утворенні малорозчинного осаду барію сірчаноокислого при додаванні розчину барію хлористого до проби, що аналізується. Осад барію сірчаноокислого відділяють фільтруванням, промивають, висушують та прожарюють при 800 °С до постійної маси. Гравіметричним методом вимірюють масу осаду барію сірчаноокислого.

Розрахунковим методом встановлюють масову концентрацію сульфатів.

5. Підготовка до виконання вимірювань

При підготовці до виконання вимірювань масової концентрації сульфатів виконують: підготовку до роботи муфельної печі, тиглів; приготування розчинів; відбір та консервування проб; вибір об'єму аліквоти для осадження; пробопідготовку.

5.1 Підготовку до роботи муфельної печі проводять згідно вимог до експлуатаційної документації на піч.

5.2 Підготовку фарфорових тиглів до роботи проводять прожарюванням їх до постійної маси при 750 - 800 °С.

5.3 Приготування розчинів

5.3.1 Приготування розчину барію хлористого (концентрацією 100 г/дм³)

Наважку барію хлористого 2-х водного масою (100±1) г розчиняють у термостійкому стакані у 800 см³ води бідистильованої, підігрітої до 40 °С для полегшення розчинення. Після охолодження розчин кількісно переносять у мірний циліндр місткістю 1000 см³ за п.3.1.4, об'єм розчину доводять до позначки водою бідистильованою. При появі муті розчин фільтрують через фільтр «синя стрічка».

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом одного року.

5.3.2 Приготування розчину кислоти соляної (1:1)

У мірний циліндр за п.3.1.4 вливають 500 см³ кислоти соляної концентрованої ($d = 1,18 \text{ г/см}^3$) і обережно додають 500 см³ води бідистильованої. Розчин переносять у скляну або поліетиленову посудину, перемішують. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом одного року.

5.3.3 Приготування розчину натрію гідроокису з масовою часткою 10 %

Наважку натрію гідроокису масою (10,0±0,1) г вміщують у термостійкий стакан, мірним циліндром за п.3.1.4 додають 100 см³ води бідистильованої,

розчиняють при перемішуванні. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій поліетиленовій ємності в умовах лабораторії протягом одного місяця.

5.3.4 Приготування розчину срібла азотнокислого з масовою часткою 1,7 % для проведення якісної реакції на іон хлору

Наважку срібла азотнокислого масою $(1,7 \pm 0,1)$ г вміщують у конічну колбу, мірним циліндром за п.3.1.4 додають 100 см³ води бідистильованої, розчиняють при перемішуванні. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці з темного скла в умовах лабораторії протягом одного року.

5.3.5 Приготування розчину амонію молібденовокислого з масовою часткою 5 % для проведення якісної реакції на іон кремнію

Наважку амонію молібденовокислого масою $(5,0 \pm 0,1)$ г вміщують у конічну колбу, мірним циліндром за п.3.1.4 додають 100 см³ води бідистильованої, розчиняють при перемішуванні. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом шести місяців.

5.3.6 Приготування розчину калію роданистого з масовою часткою 20 % для проведення якісної реакції на ферум

Наважку калію роданистого масою $(20,0 \pm 0,1)$ г вміщують у конічну колбу, мірним циліндром за п.3.1.4 додають 100 см³ води бідистильованої, розчиняють при перемішуванні. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом шести місяців.

5.4 Відбір та консервування проб

Проби відбирають у склянні або поліетиленові ємності. Об'єм проби води для визначення масової концентрації сульфатів за даною MBV має бути не менше ніж 2 дм³.

Проби не консервують. Їх допустимо зберігати при кімнатній температурі. Якщо у воді, яку аналізують, присутні нестійкі сполуки сірки, їх видаляють кип'ятінням, або виконують аналіз зразу після відбору проб.

5.5 Вибір об'єму аліквоти для осадження

Аліквота проби, що використовується для осадження, має містити не більше 50 мг сульфатів. Об'єм аліквоти вибирають у залежності від концентрації сульфатів, яку попередньо визначають якісно. Для цього мірним циліндром за п.3.1.4 відміряють 5 см³ проби води, додають 5 крапель кислоти соляної за п.5.3.2 і піпеткою за п.3.1.2 0,5 см³ розчину барію хлористого за п.5.3.1. Характер муті або осаду орієнтовно свідчить про рівень концентрації

сульфатів у пробі. Орієнтовна концентрація сульфатів у залежності від характеру муті або осаду та рекомендовані об'єми аліквоти проби для осадження наведені в таблиці 3.

Таблиця 3

Орієнтовний вміст сульфатів у залежності від характеру муті або осаду та рекомендовані об'єми аліквоти для осадження

Характер муті та осаду	Масова концентрація сульфатів, мг/дм ³	Об'єм проби для аналізу, см ³
Слабка муть, з'являється через 2 хвилини	15 – 25	1000-500
Слабка муть, з'являється зразу	25 - 100	500-200
Сильна муть, швидко осідає	200 - 5000	100-10

Якщо при проведенні якісної реакції осад барію сульфату швидко осідає, воду розводять щонайменше в 5 разів і проводять ще раз якісну реакцію для уточнення вмісту сульфатів. На підставі результатів цієї реакції розраховують необхідний для осадження об'єм сульфату барію так, щоб у ньому було не більше 50 мг і не менше 15 мг сульфату.

5.6 Пробопідготовка

5.6.1 Воду, відібрану для аналізу, фільтрують через фільтр “синя стрічка”. Проби поверхневих вод для видалення гумусових речовин пропускають через колонку, заповнену активованим вугіллям зі швидкістю 2 см³/хв, з фільтрату відбирають аліквоту для осадження.

5.6.2 Фільтрат перевіряють на наявність кремнієвої кислоти за допомогою якісної реакції з розчином амонію молібденовокислого за п.5.3.5 Для цього мірним циліндром за п.3.1.4 відміряють 5 см³ проби води або фільтрату, отриманого за п. 5.6.1, додають 5 крапель кислоти соляної за п.5.3.2 і піпеткою за п.3.1.3 3 см³ розчину амонію молібденовокислого за п.5.3.4. Поява жовтого забарвлення свідчить, що у пробі присутній кремній у концентрації більший ніж 7,5 мг/дм³.

5.6.3 Наявність заліза у фільтраті у концентрації, що заважає вимірюванню, виявляють за реакцією з роданід-іоном. Для цього мірним циліндром за п.3.1.4 відміряють 10 см³ проби води, додають 2 краплі кислоти азотної концентрованої, 2 краплі водню пероксиду концентрованого та піпеткою за п.3.1.2 0,5 см³ розчину калію роданистого за п.5.3.6.

Поява рожевого забарвлення свідчить, що у пробі присутнє залізо у концентрації не більший ніж 2 мг/дм³. Поява оранжевого забарвлення свідчить, що у пробі присутнє залізо у концентрації від 2 мг/дм³ до 10 мг/дм³. Поява червоного забарвлення свідчить, що у пробі присутнє залізо у концентрації вище 10 мг/дм³. У цьому разі для більш точного встановлення концентрації заліза якісну реакцію повторюють, попередньо розбавивши воду у фіксоване

число разів так, щоб отримати розчин рожевого або оранжевого кольору. Оцінку концентрації заліза проводять із урахуванням ступеню розведення.

5.6.4 При наявності тільки кремнієвої кислоти, за концентрації, що перевищує 2,5 мг в аліквоті, відібраній для осадження, цей об'єм води випарюють насухо у фарфоровій чашці при температурі не вище 95 °С, попередньо підкисливши пробу додаванням 5 см³ розчину кислоти соляної за п.5.3.2. Сухий залишок нагрівають протягом 1 години при температурі 105 °С у сушильній шафі, змочують 5 см³ розчину кислоти соляної (1:1), нагрівають і розбавляють до 50 см³ водою бідистильованою. Гарячий розчин фільтрують через фільтр “біла стрічка” і промивають розбавленим розчином HCl (1:50).

При наявності тільки заліза, концентрацією, що перевищує 20 мг в аліквоті, відібраній для осадження, до аліквоти додають 1 см³ розчину кислоти азотної (1:1), кип'ятять 10 хвилин на слабкому вогні. Після цього додають розчин аміаку (1:1) до лужної реакції і суміш нагрівають на водяній бані 30 хвилин. Осаджені гідроксиди відфільтровують через фільтр “біла стрічка” і промивають гарячою бідистильованою водою. Фільтрати використовують для осадження сульфатів.

При сумісній присутності кремнієвої кислоти і заліза, коли їх вміст перевищує відповідно 2,5 мг та 20 мг в аліквоті, відібраній для осадження, спочатку видаляють кремнієву кислоту, як вказано вище, а потім осаджують залізо у фільтраті, що залишився після видалення кремнієвої кислоти.

6. Процедура вимірювання

6.1 Аліквоту, відібрану з фільтрату за п.5.6.1, і оброблену, за необхідності, за п.5.6.4, переносять у термостійкий стакан і доводять об'єм розчину до 200 см³, випарюючи його на водяній бані або додаючи у розчин бідистильовану воду. Розчин нейтралізують за метилоранжем розчином кислоти соляної (HCl) за п.5.3.2 або розчином натрію гідроокису за п.5.3.3, після чого піпеткою за п.3.1.2 додають 2 см³ розчину HCl за п.5.3.2 для доведення розчину до рН 2-3.

Розчин нагрівають до 90 °С, краплями з піпетки за п.3.1.2 приливають 5 см³ розчину барію хлористого за п.5.3.1, безперервно перемішуючи розчин скляною паличкою (повільне осадження з гарячого розбавленого підкисленого розчину приводить до утворення кристалів більшого розміру і зменшує співосадження супутних іонів).

Суміші дають відстоятися до появи над осадом прозорого шару, потім по стінці стакану додають 5 крапель розчину барію хлористого за п.5.3.1. Поява муті свідчить про неповне осадження барію сірчаноокислого. У цьому випадку піпеткою за п.3.1.2 додають ще 1 см³ розчину барію хлористого за п.5.3.1 до

створення його надлишку, що приводить до зниження розчинності осаду барію сірчаноокислого і сприяє повноті осадження сульфатів.

Протягом 1 хвилини суміш перемішують паличкою, не торкаючись стінок стакана, протягом 2 годин нагрівають на водяній або пісочній бані при 90 - 95 °С, баню вимикають і залишають на ній стакан на 8 - 10 годин для визрівання осаду. Осад спочатку промивають декантацією, фільтруючи промивну рідину через фільтр “синя стрічка”, кількісно переносять осад на цей фільтр, змиваючи залишки осаду зі стінок стакана водою та клаптиком фільтра “синя стрічка”, який додають до осаду на фільтрі. Осад на фільтрі промивають невеликими порціями води бідистильованої з температурою 25 - 40 °С, кожний раз обов’язково змивають верхній край фільтра і очікують повного звільнення фільтра від попередньої порції. Промивку ведуть до відсутності у промивній воді хлорид-іонів за якісною реакцією з розчином срібла азотноокислого (наявність хлорид-іону у фільтраті перевіряють через 3 - 4 промивки).

Фільтр з осадом обережно складають так, щоб осад залишався в нижній частині фільтра, вміщують у попередньо доведений до постійної маси тигель і висушують при слабкому нагріванні. Повільно підвищують температуру, обвуглюють фільтр без спалахування паперу і при достатньому доступі повітря (за умов нестачі кисню можливе утворення вуглецю оксиду, який відновлює барій сірчаноокислий). Після обвуглювання фільтра тигель прожарюють при 750 - 800 °С (при вищій температурі можлива часткова термічна дисоціація барію сірчаноокислого). Прожарювання ведуть не менше однієї години до тих пір, поки попіл не зробиться білим. Тигель охолоджують в ексікаторі над кальцієм хлористим і зважують. Прожарювання повторюють протягом 20 хв., тигель охолоджують в ексікаторі над CaCl_2 і знову зважують.

6.2 Результати зважування записують до четвертої значущої цифри.

6.3 Прожарювання вважають закінченим, коли різниця між двома повторними зважуваннями складає не більше 0,0008 г.

6.4 Виконують два паралельних вимірювання з двох однакових аліквот.

7. Опрацювання результатів

7.1 Результат одиничного вимірювання масової концентрації сульфатів, ρ_i , мг/дм³, знаходять за формулою:

$$\rho_i = \frac{0,4115 \cdot m \cdot 1000}{V}, \quad (1)$$

де: 0,4115 - коефіцієнт для перерахунку з барію сірчаноокислого на сульфати;

m - маса осаду барію сірчаноокислого, мг;

1000 - коефіцієнт перерахунку в мг/дм³;

V - об’єм вихідної проби, взятий для осадження сульфатів, см³;

i - номер одиничного вимірювання, $i = 1, 2$.

Результати обчислень за формулою (1) заокруглюють до третьої значущої цифри. Результат вимірювань масової концентрації сульфатів розраховують за формулою (2) як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань ρ_1, ρ_2 :

$$\rho = \frac{\rho_1 + \rho_2}{2}, \quad (2)$$

відносна розбіжність між якими при довірчій ймовірності 0,95 не перевищує значення нормативу оперативного контролю збіжності, d_{36} , %.

$$\frac{2|\rho_1 - \rho_2|}{\rho_1 + \rho_2} \leq 0,01 \cdot d_{36}. \quad (3)$$

Для поверхневих вод у діапазоні від 15 до 2000 мг/дм³ включно значення нормативу оперативного контролю збіжності при довірчій ймовірності $P = 0,95$ становить 15 %.

Для очищених стічних вод у діапазоні від 50 до 5000 мг/дм³ включно значення нормативу оперативного контролю збіжності при довірчій ймовірності $P = 0,95$ становить 15 %. Результат обчислень за формулою (2) заокруглюють і записуються до другої значущої цифри.

7.2 За результат вимірювання масової концентрації сульфатів у поверхневих і очищених стічних водах приймають середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань, ρ_1 і ρ_2 , масової концентрації сульфатів у підготованій пробі.

Результат вимірювання представляють у вигляді:

$$(\rho \pm \Delta), \text{ мг/дм}^3; P = 0,95; n = 2,$$

де: $\pm \Delta$ - границі абсолютної похибки результату вимірювання масової концентрації сульфатів для довірчої ймовірності $P = 0,95$, мг/дм³;

n - кількість паралельних вимірювань, $n = 2$; або

результат вимірювання масової концентрації сульфатів у поверхневих і очищених стічних водах (ρ), мг/дм³, границі сумарної відносної похибки ($\pm \delta$), %; $P = 0,95$; $n = 2$.

7.3 Границі абсолютної похибки результату вимірювання масової концентрації сульфатів у поверхневих і очищених стічних водах обчислюють за формулою:

$$\Delta = \frac{\delta \cdot \rho}{100}. \quad (4)$$

Результат обчислень заокруглюють, записують до другої значущої цифри.

7.4 Результати вимірювань заносять до протоколу.

5.3. Методика виконання вимірювань масової концентрації хлоридів у поверхневих та очищених стічних водах титриметричним методом

Water quality. Determination of chloride. Silver nitrate titration with chromate indicator (Mohr's method) ISO 9297:1989

1. Сфера застосування

Цей документ встановлює методику виконання вимірювань масової концентрації хлоридів у поверхневих та очищених стічних водах титриметричним методом (далі – МВВ).

Діапазон вимірювань масових концентрацій хлоридів складає:

- у поверхневих водах – від 10 до 500 мг/дм³ включно;
- у очищених стічних водах – від 10 до 1500 мг/дм³ включно.

За даною МВВ не можна титрувати кислі та лужні розчини. У кислому середовищі хромат переходить у біхромат, який утворює з іонами срібла червоний осад, розчинний у кислотах. У лужному розчині утворюються срібла оксид та гідроксид. При титруванні рН розчину має бути не менше ніж 5,0 і не більше ніж 9,5. У присутності солей амонію рН розчину має бути в межах від 5,5 до 7,5.

Титруванню перешкоджають іони, які утворюють з хромат-іонами осади, а саме: ртуть, свинець, барій та інші.

Титруванню заважають фосфати у концентраціях вище 25 мг/дм³, а також броміди, йодиди, ціаніди, сульфіді, амоній-іони, які утворюють з іонами срібла осади або комплекси.

Залізо заважає титруванню, якщо його вміст перевищує 2,5 мг в об'ємі для титрування, бо ускладнює фіксацію кінцевої точки титрування за рахунок утворення оксидів та гідроксидів заліза буро-коричневого кольору.

Титруванню заважають великі кількості заліза (II) та сульфід-іони, бо вони відновлюють хромат-іони. Титруванню заважають забарвлення та завислі речовини. Якщо є підстави вважати, що у воді, яка аналізується, наявні сульфіді, сульфіді, тіосульфати, їх перешкоджаючий вплив усувають додаванням до нейтральної або лужної проби декількох крапель розчину перекису водню з масовою часткою 30 %.

2. Норми та характеристики похибки вимірювань

Норми похибки вимірювань масової концентрації хлоридів у поверхневих та стічних водах наведено у таблиці 1.

МВВ забезпечує виконання вимірювань масової концентрації хлоридів у поверхневих і очищених стічних водах із границями сумарної відносної похибки, ($\pm\delta$), %, значення яких при довірчій ймовірності $P=0,95$ для

результату, середнього з двох паралельних вимірювань, $n = 2$, наведено у таблиці 2.

Таблиця 1

Норми похибки вимірювань масової концентрації хлоридів у природних і стічних водах

Природні води		Стічні води	
Діапазон вимірювань масової концентрації хлоридів, мг/дм ³	Норми відносної похибки, $\pm \delta$, %	Діапазон вимірювань масової концентрації хлоридів, мг/дм ³	Норми відносної похибки, $\pm \delta$, %
від 1 до 10 включно	25	від 10 до 50000 включно	10
понад 10 до 500 включно	10	понад 50000	5
понад 500	5		

Таблиця 2

Границі сумарної відносної похибки вимірювань масової концентрації хлоридів у поверхневих і очищених стічних водах при довірчій ймовірності $P = 0,95$ для результату, $n = 2$

Поверхневі води		Очищені стічні води	
Діапазон вимірювань масової концентрації хлоридів, мг/дм ³	Границі сумарної відносної похибки, $\pm \delta$, %	Діапазон вимірювань масової концентрації хлоридів, мг/дм ³	Границі сумарної відносної похибки, $\pm \delta$, %
від 10 до 500 включно	10	від 10 до 1500 включно	10

3. Засоби вимірювання, допоміжне обладнання, реактиви та матеріали

3.1 Засоби вимірювання

3.1.1 Ваги лабораторні загального призначення 3 класу з найбільшою границею зважування 200 г

3.1.2 Іономір або рН-метр будь-якої модифікації

3.1.3 Колби мірні 2-500-2, 2-1000-2

3.1.4 Піпетки з однією позначкою 2-2-10, 2-2-20, 2-2-100

3.1.5 Циліндри мірні 1-500, 1-1000

3.1.6 Бюретки місткістю 25 см³ з ціною поділки 0,05 см³

3.1.7 Державний стандартний зразок розчину хлорид-іонів ДСЗУ 022.8-86 з атестованим значенням масової концентрації хлорид-іонів 10 мг/см³.

3.2 Реактиви

3.2.1 Вода дистильована

3.2.2 Срібло азотнокисле

3.2.3 Калій хромовокислий

3.2.4 Натрій хлористий х.ч. або стандарт-титр хлориду натрію

3.2.5 Кислота азотна

3.2.6 Натрію гідроокис

3.2.7 Аміак водний

3.2.8 Калій-алюміній сірчаноокислий, 12-водний

3.2.9 Амоній-алюміній сірчаноокислий, 12-водний

3.3 Хімічний посуд та матеріали

3.3.1 Колби конічні, стакани

3.3.2 Фільтри знезолені «біла стрічка», «синя стрічка» (ТУ 6-09-1678).

4. Принцип

Вимірювань масової концентрації хлоридів базується на осадженні хлорид-іонів розчином срібла азотнокислого у вигляді малорозчинного срібла хлористого. Добуток розчинності срібла хлористого при температурі 25 °С складає $1,56 \cdot 10^{-10}$. Як індикатор використовують розчин калію хромовокислого, який реагує з надлишком іонів срібла, утворюючи осад срібла хромовокислого оранжево-цегляного кольору. Для утворення осаду хромату срібла в точці еквівалентності необхідно, щоб концентрація хромату в розчині була щонайменше 0,02 моль/дм³. Титрометричним методом вимірюють об'єм срібла азотнокислого, який пішов на осадження хлоридів. Розрахунковим методом встановлюють масову концентрацію хлоридів.

5. Підготовка до виконання вимірювань

При підготовці до виконання вимірювань масової концентрації хлоридів виконують: приготування розчинів; встановлення точної концентрації титранту; відбір та консервування проб; пробопідготовку.

5.1 Приготування розчинів

Для приготування розчинів використовують воду бідистильовану, що перевірена на відсутність хлорид-іонів за якісною реакцією з іонами срібла.

5.1.1 Приготування розчину срібла азотнокислого з молярною концентрацією 0,02 моль/дм³

Наважку срібла азотнокислого, попередньо висушеного при 105 °С, масою $(8,4837 \pm 0,0008)$ г кількісно переносять у мірну колбу за п.3.1.3 місткістю 1 дм³, розчиняють у воді бідистильованій і доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці з темного скла з пришліфованою пробкою в умовах лабораторії протягом одного місяця.

5.1.2 Приготування розчину натрію хлористого з молярною концентрацією 0,02 моль/дм³.

Цей розчин можна готувати двома способами: з наважки натрію хлористого, або із стандарт-титру.

5.1.2.1 Наважку натрію хлористого, попередньо прожареного до постійної маси при 500 °С, масою $(1,1689 \pm 0,0008)$ г кількісно переносять у мірну колбу за п.3.1.3 місткістю 1 дм³, розчиняють у воді бідистильованій і доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою.

5.1.2.2 Вміст ампули стандарт-титру хлориду натрію розводять у мірній колбі за п.3.1.3 місткістю 1 дм³ водою бідистильованою згідно з інструкцією, одержуючи при цьому розчин з молярною концентрацією 0,1 моль/дм³.

Піпеткою за п.3.1.4 відбирають 10 см³ розчину натрію хлористого з молярною концентрацією 0,1 моль/дм³, вміщують його в мірну колбу за п.3.1.3 місткістю 500 см³ і доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом шести місяців.

5.1.3 Приготування розчину калію хромовокислого концентрацією 10 %

Наважку калію хромовокислого масою (50 ± 1) г у хімічному стакані розчиняють у невеликій кількості води бідистильованої, додають краплями розчин срібла азотнокислого за п.5.1.1 до початку утворення червоного осаду, залишають на 2 години. Після відстоювання розчин фільтрують, переносять у мірний циліндр за п.3.1.5 місткістю 500 см³ і доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці з темного скла протягом шести місяців.

5.1.4 Приготування розчину кислоти азотної з молярною концентрацією 0,5 моль/дм³

Піпеткою за п.3.1.4 відбирають 25 см³ кислоти азотної концентрованої ($d=1,50$ г/см³), переносять у мірну колбу місткістю 1 дм³ і доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом шести місяців.

5.1.5 Приготування розчину натрію гідроокису з молярною концентрацією 0,5 моль/дм³

Наважку натрію гідроокису масою (20 ± 1) г розчиняють при перемішуванні у термостійкому стакані у приблизно 500 см³ прокип'яченої води бідистильованої. Після охолодження розчин кількісно переносять у мірну колбу за п.3.1.3 місткістю 1 дм³, доводять об'єм розчину до позначки водою бідистильованою і ретельно перемішують. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій поліетиленовій ємності під захистом від впливу повітря хлоркальцієвою трубкою в лабораторії протягом одного місяця.

5.1.6 Приготування суспензії гідроксиду алюмінію для знебарвлення проби води

Наважку калію-алюмінію сірчаноокислого дванадцятиводного або амонію-алюмінію сірчаноокислого дванадцятиводного масою (125 ± 1) г вміщують у хімічний стакан, мірним циліндром за п.3.1.5 додають 1 дм³ води бідистильованої, розчиняють при нагріванні до 60 °С і поступово додають 55 см³ концентрованого розчину аміаку при постійному перемішуванні. Після відстоювання протягом 1 години осад переносять у стакан місткістю 500 см³ і промивають декантацією водою бідистильованою до зникнення у промивній воді хлоридів, нітратів, нітритів. Суспензія придатна до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в лабораторії протягом шести місяців.

5.2 Встановлення точної концентрації розчину срібла азотнокислого за п.5.1.1

Точну концентрацію розчину срібла азотнокислого встановлюють за окремими наважками натрію хлористого чи окремими аліквотами розчину натрію хлористого за п.5.1.2.

5.2.1 Для встановлення точної концентрації розчину срібла азотнокислого за методом окремих наважок беруть не менше трьох наважок попередньо прожареного до постійної маси при 500 °С натрію хлористого різної маси від 0,05 до 0,15 г. Наважку натрію хлористого, зважену з точністю до 0,0008 г, кількісно переносять у конічну колбу, обмивають водою бідистильованою бюкс, в якому її зважували, доводять об'єм розчину до 100 см³, додають 1,5 см³ розчину калію хромовокислого за п.5.1.3 і титрують розчином срібла азотнокислого при енергійному безперервному перемішуванні до появи незникаючого оранжево-цегляного забарвлення. Титрування ведуть на білому фоні.

Окремо виконують холосте титрування зі 100 см³ води бідистильованої.

Розрахунок точної концентрації розчину срібла азотнокислого, C_i , моль/дм³, проводять за формулою:

$$C_i = \frac{m_i \cdot 1000}{58,4 \cdot (V_i - V_x)}, \quad (1)$$

де: m_i - маса i -ої наважки натрію хлористого, г;

i - номер наважки, $i = 1, \dots, I$, $I \geq 3$;

1000 - коефіцієнт для перерахунку в моль/дм³;

58,4 - молярна маса натрію хлористого;

V_i - об'єм розчину срібла азотнокислого, який пішов на титрування розчину i -ої наважки, см³;

V_x - об'єм розчину срібла азотнокислого, який пішов на холосте титрування, см^3 .

5.2.2 Для встановлення точної концентрації розчину срібла азотнокислого за методом окремих аліквот для титрування за допомогою піпеток за п.3.1.4 відбирають три різних аліквоти розчину натрію хлористого за п.5.1.2, наприклад, 10; 15; 20 см^3 . Кожну з аліквот вміщують у конічну колбу місткістю 250 см^3 , циліндром за п.3.1.5 додають воду бідистильовану до 100 см^3 , піпеткою за п.3.1.4 додають 1,5 см^3 розчину калію хромовокислого за п.5.1.3 і титрують так, як вказано в п.5.2.1.

Розрахунок точної концентрації розчину срібла азотнокислого, C_i , моль/ дм^3 , проводять за формулою:

$$C_i = \frac{C' \cdot V'}{V_i - V_x}, \quad (2)$$

де: C' - концентрація розчину натрію хлористого, моль/ дм^3 ;

V' - об'єм розчину натрію хлористого, взятий для титрування, см^3 ;

V_i - об'єм розчину срібла азотнокислого, який пішов на титрування i -ої аліквоти розчину натрію хлористого, см^3 ;

V_x - об'єм розчину срібла азотнокислого, який пішов на холосте титрування, см^3 .

5.2.3 Коефіцієнт поправки, k , до концентрації розчину срібла азотнокислого розраховують за формулою:

$$k = \frac{1}{I} \sum_{i=1}^I k_i = \frac{1}{I} \sum_{i=1}^I \frac{C_i}{C^*}, \quad (3)$$

де: C_i - встановлена за п.5.2.1 чи п.5.2.2 точна концентрація розчину срібла азотнокислого, моль/ дм^3 ;

C^* -молярна концентрація розчину срібла азотнокислого (0,02 моль/ дм^3).

Розбіжність між коефіцієнтами, встановленими за паралельними титруваннями, не повинна перевищувати 0,001. Значення коефіцієнта поправки, k , не повинно виходити за межі $(1 \pm 0,03)$. Якщо коефіцієнт поправки виходить з указаних меж, розчин відповідно розбавляють або додають срібла азотнокислого і знову проводять встановлення коефіцієнту поправки. Коефіцієнт поправки встановлюють при 20 °С. При цій же температурі використовують титрований розчин, або вводять температурну поправку.

5.2.4 Титрований розчин срібла азотнокислого зберігають у склянці з темного скла з пришліфованою пробкою в темному місці. За таких умов зберігання розчин стабільний протягом місяця, після чого перевіряють коефіцієнт поправки. На склянці вказують задану молярну концентрацію, коефіцієнт поправки, дату та температуру встановлення коефіцієнта поправки.

5.3 Відбір та консервування проб

Проби відбирають у скляні ємності. Об'єм проби, яка відбирається, має бути не менше 300 см³. Проби не консервують. Їх можна зберігати при кімнатній температурі. Якщо у воді, яка аналізується, присутні інші сполуки хлору, наприклад, активний хлор, аналіз виконують одразу після відбору проб.

5.4 Пробопідготовка

5.4.1 Якщо проба води, відібрана для аналізу, прозора, але має забарвлення, його усувають струшуванням з вугіллям активованим, яке додають з розрахунку 0,5 г на кожні 100 см³ проби. Активоване вугілля попередньо перевіряють на відсутність хлоридів з водою бідистильованою. Після знебарвлення пробу води фільтрують через фільтр «синя стрічка».

Якщо забарвлена проба каламутна, пробу освітлюють суспензією алюмінію гідроксиду. Для цього на кожні 100 см³ води додають 3 см³ суспензії алюмінію гідроксиду за п.5.1.6 і суміш струшують до знебарвлення рідини, після чого фільтрують через фільтр «біла стрічка».

5.4.2 Якщо проба води, підготовлена до титрування за п.5.4.1, лужна або кисла, її нейтралізують до рН від 5,0 до 9,5, додаванням краплями розчину кислоти азотної за п.5.1.4 або розчину натрію гідрооксиду за п.5.1.5. Якщо у пробі присутні іони амонію в концентрації вище 10 мг/дм³, встановлюють рН від 5,5 до 7,5. Контроль рН здійснюють рН-метром.

5.4.3 Піпеткою за п.3.1.4 відбирають аліквоту підготовленої за п.5.4.1 або п.5.4.2 проби об'ємом від 5 до 100 см³. Вміст хлориду в аліквоті має знаходитись в межах від 1 до 8 мг. Аліквоту вміщують у конічну колбу і, за необхідності, мірним циліндром за п.3.1.5 додають води бідистильованої до 100 см³. Одночасно готують холосту пробу, для чого піпеткою за п.3.1.4 відбирають 100 см³ води бідистильованої і вміщують у конічну колбу.

6. Процедура вимірювання

6.1 У підготовлену за п.5.4.3 пробу додають 1,5 см³ розчину калію хромовокислого за п.5.1.3 і титрують розчином срібла азотнокислого за п.5.1.1. Титрування ведуть на білому фоні, додаючи титрант порціями не більшими ніж 0,5 см³, а наприкінці титрування краплями, постійно і ретельно перемішуючи розчин, що титрується. Титрування закінчують після зміни кольору з зеленувато-жовтого на оранжево-цегляний.

6.2 Виконують два паралельні титрування.

6.3 Одночасно титрують холосту пробу.

6.4 Результати титрування записують до третьої значущої цифри.

7. Опрацювання результатів

7.1 Результат одиничного вимірювання масової концентрації хлоридів у вихідній пробі ρ_i , мг/дм³, розраховують за формулою:

$$\rho_i = \frac{(V - V_x) \cdot 0,02 \cdot k \cdot 35,453 \cdot 1000}{V_{\text{пр}}}, \quad (4)$$

де: V - об'єм розчину срібла азотнокислого, який пішов на титрування проби, см³;

V_x - об'єм розчину срібла азотнокислого, який пішов на холосте титрування, см³;

0,02- задана концентрація срібла азотнокислого, моль/дм³;

k - коефіцієнт поправки для приведення концентрації срібла азотнокислого до концентрації 0,02 моль/дм³;

35,453- молярна маса хлорид-іону;

1000- коефіцієнт для перерахунку концентрації в мг/дм³;

$V_{\text{пр}}$ - об'єм вихідної проби, взятої для титрування, см³;

i – номер одиничного вимірювання, $i = 1, 2$.

Результати обчислень за формулою (4) заокруглюють та записують до третьої значущої цифри.

Результат вимірювань масової концентрації хлоридів, ρ , розраховують за формулою (5) як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань ρ_1, ρ_2 :

$$\rho = \frac{\rho_1 + \rho_2}{2}, \quad (5)$$

відносна розбіжність між якими при довірчій ймовірності 0,95 не перевищує значення нормативу оперативного контролю збіжності, d_{36} , %.

$$\frac{2|\rho_1 - \rho_2|}{\rho_1 + \rho_2} \leq 0,01 \cdot d_{36}. \quad (6)$$

Результат обчислень за формулою (5) заокруглюють і записують до другої значущої цифри.

7.2 За результат вимірювання масової концентрації хлоридів у поверхневих та очищених стічних водах приймають середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань масової концентрації хлоридів у підготованій пробі. Результат вимірювання представляють у вигляді:

$$(\rho \pm \Delta), \text{ мг/дм}^3; P = 0,95; n = 2,$$

де: $\pm \Delta$ - границі абсолютної похибки результату вимірювання для довірчої ймовірності $P = 0,95$, мг/дм³; n - кількість паралельних вимірювань, $n=2$; або результат вимірювання масової концентрації хлоридів у поверхневих та очищених стічних водах (ρ), мг/дм³, границі сумарної відносної похибки:

$(\pm\delta)$, %; $P = 0,95$; $n = 2$.

7.3 Границі абсолютної похибки результату вимірювання масової концентрації хлоридів у поверхневих та очищених стічних водах обчислюють за формулою:

$$\Delta = \frac{\delta \cdot \rho}{100} . \quad (7)$$

Результат обчислень заокруглюють і записують до другої значущої цифри. Результат вимірювання повинен закінчуватись тим же десятковим розрядом, що і абсолютна похибка вимірювання.

7.4 Результати вимірювань заносять до протоколу.

5.4 Методика виконання вимірювань масової концентрації хрому загального, хрому (VI), хрому (III) в поверхневих, підземних та зворотних водах

Грунтується на міжнародному стандарті ISO 18412:2005 Water quality — Determination of chromium(VI) — Photometric method for weakly contaminated water (Якість води - визначення хрому (VI) – фотометричний метод для слабо забруднених вод) МВВ №081/12-0114-03, п.8.6.2.

1. Сфера застосування

Методика виконання вимірювань (далі - МВВ) масової концентрації хрому загального, хрому (VI), хрому (III) в поверхневих, підземних та зворотних водах передбачає застосування екстракційно-фотоколориметричного методу.

Діапазон вимірювань масової концентрації хрому загального, хрому (VI), хрому (III) у водах становить від 0,010 мг/дм³ до 0,200 мг/дм³ включно при вимірюванні без попереднього розведення або концентрування вихідної проби. При вимірюванні з застосуванням операції розведення верхня границя діапазону вимірювань масових концентрацій хрому загального, хрому (VI), хрому (III) становить 2,0 мг/дм³. При вимірюванні з застосуванням операції екстракційного концентрування нижня границя діапазону вимірювань масових концентрацій хрому загального, хрому (VI), хрому (III) становить 0,001 мг/дм³.

Визначенню масової концентрації хрому (VI) заважає залізо (III), для усунення впливу якого у пробу додають кислоту ортофосфорну та розчин натрію фтористого.

2. Норми та характеристики похибки вимірювань

Норми похибки вимірювань масової концентрації хрому (VI), хрому (III) у природних та стічних водах наведено у таблиці 1 та таблиці 2.

Таблиця 1

Норми похибки вимірювань хрому (VI)

Природні води		Стічні води	
Діапазон вимірювань масової концентрації хрому (VI), мг/дм ³	Норми відносної похибки, $\pm\delta$, %	Діапазон вимірювань масової концентрації хрому (VI), мг/дм ³	Норми відносної похибки, $\pm\delta$, %
від 0,0005 до 0,005 включно	-65,+100	від 0,005 до 0,01 включно	-65,+100
понад 0,005 до 0,1 включно	50	понад 0,01 до 1,0 включно	50
понад 0,1	25	понад 1,0	25

Норми похибки вимірювань хрому (III)

Природні води		Стічні води	
Діапазон вимірювань масової концентрації хрому (III), мг/дм ³	Норми відносної похибки, $\pm\delta$, %	Діапазон вимірювань масової концентрації хрому (III), мг/дм ³	Норми відносної похибки, $\pm\delta$, %
від 0,0005 до 0,005 включно	-65, +100		
понад 0,005 до 0,01 включно	50	-	-
понад 0,01	25		

МВВ забезпечує виконання вимірювань масової концентрації хрому загального, хрому (VI), хрому (III) в поверхневих, підземних та зворотних водах із границями сумарної відносної похибки, ($\pm\delta$), %, значення яких при довірчій ймовірності $P = 0,95$ для результату, середнього з двох паралельних вимірювань, $n = 2$, не перевищують:

- для діапазону від 0,001 до 0,010 мг/дм³ включно – 35 %;
- для діапазону понад 0,010 до 2,0 мг/дм³ включно – 23 %.

3. Засоби вимірювання, допоміжне обладнання, реактиви та матеріали

3.1 Засоби вимірювання

3.1.1 Фотоелектроколориметр укомплектований кюветами

3.1.2 Ваги лабораторні загальні 2 класу з границею зважування 200 г

3.1.3 Колби мірні 2-50-2, 2-100-2, 2-200-2, 2-1000-2

3.1.4 Піпетки з однією позначкою 2-2-1, 2-2-2, 2-2-5, 2-2-10, 2-2-20, 2-2-25

3.1.5 Піпетки градуйовані 3-2-2-1, 3-2-2-5, 3-2-2-10

3.1.6 Циліндри 1-25, 1-50, 1-100, 1-250, 1-500

3.1.7 Державний стандартний зразок складу розчину іонів хрому (VI) ДСЗУ 022.84-98 з атестованим значенням концентрації хрому (VI) 1,0 мг/см³.

3.2 Реактиви

3.2.1 Дифенілкарбазид

3.2.2 Кислота трихлороцтова “ч”

3.2.3 Натрій фтористий

3.2.4 Спирт ізоаміловий

3.2.5 Вода дистильована

3.2.6 Спирт етиловий

3.2.7 Кислота сірчана

3.2.8 Кислота ортофосфорна

3.2.9 Амоній надсірчаноокислий

3.2.10 Кислота азотна концентрована ($d = 1,39-1,40 \text{ г/см}^3$)

3.2.11 Кислота оцтова

3.3 Матеріали та устаткування

3.3.1 Електроплитка з закритою спіраллю

3.3.2 Папір фільтрувальний “біла стрічка”

3.4 Лабораторний посуд

3.4.1 Лійки

3.4.2 Колби Кн-2-100-34, Кн-2-250-34, Кн-2-500-34, Кн-2-1000-42

3.4.3 Лійки В-36-80

Ступінь чистоти реактивів має бути не гірша за “ч.д.а.”.

4. Принцип

Вимірювання масової концентрації хрому (VI) понад $0,01 \text{ мг/дм}^3$ засновано на утворенні забарвленої сполуки при реакції взаємодії хрому (VI) з дифенілкарбазидом у кислому середовищі. Масову концентрацію хрому загального визначають після окислення хрому (III) амонієм надсірчаноокислим у кислому середовищі до хрому (VI). Масову концентрацію хрому (III) визначають за різницею між знайденими масовими концентраціями хрому загального та хрому (VI).

Метод вимірювання масової концентрації хрому (VI) нижче $0,010 \text{ мг/дм}^3$ засновано на утворенні забарвленої сполуки при реакції взаємодії хрому (VI) з дифенілкарбазидом та екстракції комплексу цієї сполуки з кислотою трихлороцтовою спиртом ізоаміловим.

Фотоколориметричним методом вимірюють оптичну густину забарвленого розчину. Оптимальним для вимірювання оптичної густини є використання довжини хвилі $\lambda = 540 \text{ нм}$. За градуовальною характеристикою визначають масову концентрацію хрому (VI) в аліквоті проби.

Розрахунковим методом встановлюють масову концентрацію хрому (VI) у вихідній пробі до окиснення та масову концентрацію хрому загального у вихідній пробі після окиснення.

5. Підготовка до виконання вимірювань

При підготовці до виконання вимірювань масової концентрації хрому виконують: підготовку до роботи фотоелектроколориметра; приготування розчинів; приготування градуовальних розчинів; побудову градуовальної характеристики; відбір проб; пробопідготовку.

5.1 Підготовку фотоелектроколориметра до вимірювань проводять згідно вимог експлуатаційної документації на прилад.

5.2 Приготування розчинів

5.2.1 Приготування розчину натрію фтористого з масовою часткою 3 %

У мірну колбу за 3.1.3 місткістю 100 см³ вносять наважку натрію фтористого масою (3,0±0,1) г, доводять об'єм до позначки водою дистильованою і зразу же переливають у поліетиленову пляшку.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій поліетиленовій пляшці в лабораторії протягом 1 місяця.

5.2.2 Приготування розчину кислоти трихлороцтової концентрацією 20 %

У конічну колбу місткістю 250 см³ вносять наважку кислоти трихлороцтової масою (20,0 ±0,1) г і додають 80 см³ води дистильованої, ретельно перемішують до повного розчинення. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в лабораторії 1 місяця.

5.2.3 Приготування розчину дифенілкарбазиду з масовою часткою 1 %

У мірну колбу за 3.1.3 місткістю 50 см³ вносять наважку дифенілкарбазиду масою (0,50±0,01) г, додають на холоді 5 см³ кислоти оцтової і після розчинення доводять об'єм до позначки спиртом етиловим.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці з темного скла в прохолодному місці протягом 1 місяця. При появі червонуватого забарвлення розчин необхідно замінити щойно приготовленим.

5.2.4 Приготування розчину амонію надсірчаноокислого з масовою часткою 1,0 %

У мірну колбу за 3.1.3 місткістю 100 см³ вносять наважку амонію надсірчаноокислого масою (1,0±0,1) г і доводять об'єм до позначки водою дистильованою. Розчин не підлягає зберіганню і придатний до застосування щойно приготовленим.

5.2.5 Приготування розчину кислоти сірчаної (1:1)

За допомогою циліндра за 3.1.6 в конічну колбу з термостійкого скла місткістю 500 см³ вносять 100 см³ води дистильованої, потім цим же циліндром вносять 100 см³ кислоти сірчаної концентрованої ($d = 1,96$ г/см³). Розчин перемішують та охолоджують до кімнатної температури.

Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в лабораторії протягом 1 року.

5.2.6 Приготування розчину кислоти сірчаної з молярною концентрацією $c(\text{H}_2\text{SO}_4) = 0,5$ моль/дм³

У мірну колбу за 3.1.3 місткістю 1000 см³ вносять циліндром за 3.1.6 500 см³ води дистильованої, додають циліндром за 3.1.6 28 см³ кислоти сірчаної концентрованої ($d = 1,96$ г/см³) і доводять об'єм до позначки водою дистильованою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в лабораторії протягом 1 місяця.

5.2.7 Приготування розчину кислоти азотної з масовою часткою 50 %

За допомогою циліндра за 3.1.6 у конічну колбу з термостійкого скла місткістю 1000 см³ вносять 500 см³ води дистильованої, потім цим же циліндром вносять 350 см³ кислоти азотної концентрованої. Розчин перемішують та охолоджують до кімнатної температури. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в лабораторії 1 рік.

5.3 Приготування розчинів для побудови градуовальної характеристики

5.3.1 Приготування вихідного розчину з масовою концентрацією хрому (VI) 100 мг/дм³

Піпеткою за 3.1.4 відбирають 5 см³ ДСЗУ 022.84-98, переносять у мірну колбу за 3.1.3 місткістю 50 см³ і доводять об'єм до позначки водою дистильованою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом трьох місяців.

5.3.2 Приготування вихідного розчину з масовою концентрацією хром (VI) 10 мг/дм³

Піпеткою за 3.1.4 відбирають 10 см³ розчину з масовою концентрацією хрому (VI) 100 мг/дм³ за 5.3.1, переносять у мірну колбу за 3.1.3 місткістю 100 см³ і доводять об'єм до позначки водою дистильованою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці протягом 1 тижня.

5.3.3 Приготування робочого розчину з масовою концентрацією хрому (VI) 1,0 мг/дм³

Піпеткою за 3.1.4 відбирають 10 см³ вихідного розчину за 5.3.2, переносять у мірну колбу за 3.1.3 місткістю 100 см³ і доводять об'єм до позначки водою дистильованою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом 12 годин.

5.3.4 Приготування робочого розчину з масовою концентрацією хрому (VI) 0,10 мг/дм³

Піпеткою за 3.1.4 відбирають 1 см³ вихідного розчину за 5.3.2, переносять у мірну колбу за 3.1.3 місткістю 100 см³ і доводять об'єм до позначки водою дистильованою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом дванадцяти годин.

5.3.5 Приготування розчинів для побудови градуовальної характеристики у діапазоні масової концентрації хрому (VI) від 0,01 до 0,20 мг/дм³ включно.

У мірну колбу за 3.1.3 місткістю 100 см³ піпеткою відміряють необхідний об'єм робочого розчину з масовою концентрацією іонів хрому (VI) 1,0 мг/дм³ за 5.3.3, додають 1 см³ розчину кислоти сірчаної за 5.2.5, 0,3 см³ кислоти ортофосфорної концентрованої, доводять об'єм до позначки водою

дистильованою, ретельно перемішують. Потім додають 2 см³ розчину дифенілкарбазиду за 5.2.3 і знов ретельно перемішують.

Відомості про необхідні піпетки, об'єми робочого розчину за 5.3.3 для приготування розчинів для побудови градувальної характеристики, відповідні масові концентрації хрому (VI) у розчинах наведено у таблиці 3.

Для кожного значення масової концентрації готують серію з не менше п'яти градувальних розчинів. Градувальні розчини готують у день використання. Одночасно готують холосту пробу на дистильованій воді з додаванням усіх реактивів.

5.3.6 Приготування розчинів для побудови градувальної характеристики у діапазоні масової концентрації хрому (VI) від 0,001 до 0,010 мг/дм³ включно.

У мірну колбу за 3.1.3 місткістю 200 см³ піпеткою відміряють необхідний об'єм робочого розчину з масовою концентрацією іонів хрому (VI) 0,10 мг/дм³ за 5.3.4 доводять об'єм до позначки водою дистильованою, перемішують.

Таблиця 3

Відомості про розчини для побудови градувальної характеристики у діапазоні масової концентрації хрому (VI) від 0,01 до 0,20 мг/дм³ включно

№ розчину для побудови градувальної характеристики	Номинальна місткість піпетки за 3.1.4, см ³	Об'єм робочого розчину за 8.3.3, см ³	Масова концентрація хрому (VI) у розчині для побудови градувальної характеристики, мг/дм ³
1	1	1,0	0,01
2	2	2,0	0,02
3	5	5,0	0,05
4	10	10,0	0,10
5	20	20,0	0,20

У ділильні лійки місткістю 500 см³ послідовно переносять вміст мірних колб, додають наважку натрія хлориду масою (10,0 ± 0,5) г і після її розчинення піпеткою за 3.1.5 додають по 4 см³ розчину натрію фтористого за 5.2.1, 10 см³ розчину кислоти трихлороцтової за 5.2.2, 2 см³ розчину дифенілкарбазиду за 5.2.3, ретельно перемішують. Через 15 хвилин додають по 25 см³ спирта ізоамілового та струшують протягом 1 хвилини. Після розшарування суміші зливають нижній шар і відкидають його. Потім органічну фазу зливають у кювету, фільтруючи крізь фільтр "біла стрічка", попередньо змочений спиртом ізоаміловим

Відомості про необхідні піпетки, об'єми робочого розчину за 5.3.4 для приготування розчинів для побудови градувальної характеристики, відповідні масові концентрації хрому (VI) у розчинах наведено у таблиці 4.

Для кожного значення масової концентрації готують серію з п'яти градуювальних розчинів. Градуювальні розчини готують у день використання.

Одночасно готують холосту пробу: у ділильну воронку місткістю 500 см³ циліндром місткістю 200 см³ за 3.1.6 додають 200 см³ води дистильованої, далі виконують всі передбачені цим пунктом операції.

Таблиця 4

Відомості про розчини для побудови градуювальної характеристики у діапазоні масової концентрації хрому (VI) від 0,001 до 0,010 мг/дм³ включно

№ розчину для побудови градуювальної характеристики	Номінальна місткість піпетки за 3.1.4, 3.1.5, см ³	Об'єм робочого розчину за 8.3.4, см ³	Масова концентрація хрому (VI) у розчині для побудови градуювальної характеристики, мг/дм ³
1	2	2,0	0,0010
2	5	4,0	0,0020
3	10	7,0	0,0035
4	10	10,0	0,0050
5	20	20,0	0,0100

5.4 Побудова градуювальної характеристики

5.4.1 Для встановлення градуювальної характеристики у діапазоні масової концентрації хрому (VI) від 0,01 до 0,20 мг/дм³ включно вимірюють оптичну густину розчинів за 5.3.5 (розчин порівняння – вода дистильована) за допомогою фотоелектроколориметра за 3.1.1, підготовленого за 5.1. Вимірювання виконують при довжині хвилі 540 нм з використанням кювети з робочою довжиною 50 мм. Від оптичної густини розчинів віднімають оптичну густину холостої проби.

За методом найменших квадратів розраховують параметри лінійної градуювальної характеристики: оптична густина, D_{λ} , А – масова концентрація хрому (VI), $\rho_{\text{ГРА}}$, у градуювальному розчині.

5.4.2 Для встановлення градуювальної характеристики у діапазоні масової концентрації хрому (VI) від 0,001 до 0,010 мг/дм³ включно вимірюють оптичну густину екстрактів за 5.3.6 (розчин порівняння – спирт ізоаміловий) за допомогою фотоелектроколориметра.

Вимірювання виконують при довжині хвилі 540 нм з використанням кювети з робочою довжиною 50 мм. Від оптичної густини екстрактів віднімають оптичну густину холостої проби.

За методом найменших квадратів розраховують параметри лінійної градуювальної характеристики: оптична густина, D_{λ} , Б – масова концентрація хрому (VI), $\rho_{\text{ГРБ}}$, у градуювальному розчині.

5.5 Відбір та консервування проб

Відбір проб поверхневих вод виконують за ДСТУ ISO 5667-6, зворотних вод – за КНД 211.1.0.009; зберігання проб – за ДСТУ ISO 5667-3.

Визначення проводять не пізніше, ніж через 2 години після відбору. Пробу води фільтрують крізь фільтр “біла стрічка”. Об’єм проби води для вимірювання масової концентрації хрому повинен бути не меншим 2000 см³.

5.6 Пробопідготовка

5.6.1 Пробу води фільтрують крізь фільтр “біла стрічка”.

5.6.2 Пробопідготовка при визначенні хрому у діапазоні концентрацій від 0,01 до 0,20 мг/дм³ включно.

5.6.2.1 Пробопідготовка при визначенні загального хрому.

До 100 см³ профільтрованої проби відповідними піпетками за 3.1.4 чи 3.1.5 додають 0,3 см³ розчину кислоти сірчаної за 5.2.6, 10 см³ розчину амонію надсірчаноокислого за 5.2.1 і кип’ятять протягом 30 хвилин. Розчин охолоджують, кількісно переносять у мірну колбу місткістю 100 см³, додають 1 см³ розчину кислоти сірчаної за 5.2.5, 0,3 см³ кислоти ортофосфорної концентрованої і доводять об’єм до позначки водою дистильованою, ретельно перемішують. Додають 2 см³ розчину дифенілкарбазиду за 5.2.3 і знов ретельно перемішують. Одночасно готують пробу на кольоровість, виконуючи усі операції з профільтрованою пробою без додавання розчину дифенілкарбазиду і холосту пробу на воді дистильованій з додаванням усіх реактивів.

5.6.2.2 Пробопідготовка при визначенні хрому (VI).

У мірну колбу місткістю 100 см³ вносять циліндром 30 см³ профільтрованої проби, відповідними піпетками за 3.1.4 чи 3.1.5 додають 1 см³ розчину кислоти сірчаної за 5.2.5, 0,3 см³ кислоти ортофосфорної концентрованої і доводять об’єм до позначки профільтрованою пробою, ретельно перемішують. Потім додають 2 см³ розчину дифенілкарбазиду за 5.2.3 і знову ретельно перемішують.

Одночасно готують пробу для врахування кольоровості, виконуючи усі операції з профільтрованою пробою без додавання розчину дифенілкарбазиду, та холосту пробу на воді дистильованій з додаванням усіх реактивів.

5.6.3 Пробопідготовка при визначенні хрому у діапазоні концентрацій від 0,001 до 0,010 мг/дм³ включно.

5.6.3.1 Пробопідготовка при визначенні загального хрому.

До 200 см³ профільтрованої проби додають 0,6 см³ розчину кислоти сірчаної за 5.2.6, 10 см³ розчину амонію надсірчаноокислого за 5.2.1 і кип’ятять протягом 30 хвилин. Розчин охолоджують і переносять у мірну колбу місткістю 200 см³, доводять об’єм до позначки водою дистильованою.

У ділильну лійку місткістю 500 см³ переносять вміст мірної колби, додають наважку натрію хлористого масою (10,0 ±0,5) г і після її розчинення відповідними піпетками за 3.1.4 чи 3.1.5 додають 4 см³ розчину натрію фтористого за 5.2.1, 10 см³ розчину кислоти трихлороцтової за 5.2.2, 2 см³ розчину дифенілкарбазиду за 5.2.3, ретельно перемішують. Через 15 хвилин додають циліндром за 3.1.6 25 см³ спирту ізоамілового, струшують 1 хвилину.

Після розшарування суміші зливають нижній шар та відкидають його. Потім органічну фазу зливають у кювету, фільтруючи крізь фільтр “біла стрічка”, попередньо змочений спиртом ізоаміловим.

Одночасно готують пробу для врахування кольоровості, виконуючи усі операції з профільтрованою пробой без додавання розчину дифенілкарбазиду, та холосту пробу на воді дистильованій з додаванням усіх реактивів.

5.6.3.2 Пробопідготовка при визначенні хрому (VI).

У ділильну лійку місткістю 500 см³ додають мірною колбою за 3.1.3 200 см³ профільтрованої проби, додають наважку натрію хлориду масою (10,0 ±0,5) г і після її розчинення відповідними піпетками за 3.1.4 чи 3.1.5 додають 4 см³ розчину натрію фтористого за 5.2.1, 10 см³ розчину кислоти трихлороцтової за 5.2.2, 2 см³ розчину дифенілкарбазиду за 5.2.3, ретельно перемішують. Через 15 хвилин додають циліндром за 3.1.6 25 см³ спирта ізоамілового та струшують протягом 1 хвилини.

Після розшарування суміші зливають спочатку нижній шар та відкидають його. Потім органічну фазу зливають у кювету, фільтруючи через воронки з фільтрами “біла стрічка”, котрі попередньо змочують спиртом ізоаміловим

Одночасно готують пробу для врахування колірності, виконуючи усі операції з профільтрованою пробой без додавання розчину дифенілкарбазиду, та холосту пробу на воді дистильованій з додаванням усіх реактивів.

5.6.4 Пробопідготовка при визначенні хрому у діапазоні концентрацій понад 0,2 до 2,0 мг/дм³ включно.

Аліквоту профільтрованої проби об'ємом 20 см³ відбирають піпеткою за 3.1.4 у мірну колбу місткістю 200 см³ за 3.1.3 і доводять об'єм до позначки водою дистильованою. Далі пробопідготовку виконують за 5.6.2.1 (за 5.6.2.2).

6. Процедура вимірювання

6.1 Для визначення хрому у діапазоні концентрацій від 0,01 до 0,20 мг/дм³ включно вимірюють оптичну густину отриманих за 5.6.2 розчинів за допомогою фотоелектроколориметра, підготовленого за 5.1 при довжині хвилі 540 нм. Розчин порівняння – вода дистильована. Використовують кювети з робочою довжиною 50 мм. Від отриманого значення оптичної густини

віднімають значення оптичної густини холостої проби та значення оптичної густини проби для врахування колірності.

6.2 Для визначення хрому у діапазоні концентрацій від 0,001 до 0,010 мг/дм³ включно вимірюють оптичну густину отриманих за 5.6.3 екстрактів за допомогою фотоелектроколориметра, підготовленого за 5.1 при довжині хвилі 540 нм. Розчин порівняння – спирт ізоаміловий. Використовують кювети з робочою довжиною 50 мм. Від отриманого значення оптичної густини віднімають значення оптичної густини холостої проби та значення оптичної густини проби для врахування кольоровості.

6.3 Результати вимірювань оптичної густини записують до третьої значущої цифри.

7. Опрацювання результатів

Обробку результатів вимірювань виконують наступним способом.

7.1 Результат одиничного вимірювання масової концентрації хрому загального та хрому (VI) у вихідній пробі у діапазоні масових концентрацій від 0,010 до 0,200 мг/дм³ включно, ρ_i , знаходять за формулою:

$$\rho_i = \rho_{грA} \quad (1)$$

де: $\rho_{грA}$ – масова концентрація хрому, знайдена на основі значення оптичної густини за допомогою попередньо розрахованих за 5.4.1 параметрів градувальної характеристики, мг/дм³;

i – номер одиничного вимірювання, i = 1, 2.

Результат обчислень за формулою (1) заокруглюють і записують до третьої значущої цифри.

Результат вимірювань масової концентрації хрому загального та хрому (VI) розраховують за формулою (2) як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань ρ_1, ρ_2

$$\rho = \frac{\rho_1 + \rho_2}{2}, \quad (2)$$

відносна розбіжність між якими при довірчій ймовірності $P = 0,95$ не перевищує значення нормативу оперативного контролю збіжності, $d_{3\sigma}$, %:

$$\frac{2|\rho_1 - \rho_2|}{\rho_1 + \rho_2} \leq 0,01 \cdot d_{3\sigma} \quad (3)$$

Для масових концентрацій хрому загального та хрому (VI) від 0,010 до 0,200 мг/дм³ включно значення нормативу оперативного контролю збіжності при довірчій ймовірності $P = 0,95$ становить 40 %. Результат обчислень за формулою (2) заокруглюють і записують до другої значущої цифри.

Масову концентрацію хрому (III) визначають по різниці між знайденими масовими концентраціями хрому загального та хрому (VI).

7.2 Результат одиничного вимірювання масової концентрації хрому загального та хрому (VI) у вихідній пробі у діапазоні масових концентрацій від 0,20 до 2,00 мг/дм³ включно, ρ_i , знаходять за формулою:

$$\rho_i = \frac{\rho_{\text{ГрА}} \cdot 200}{V} \quad (4)$$

де: $\rho_{\text{ГрА}}$ – масова концентрація хрому, знайдена на основі значення оптичної густини за допомогою попередньо розрахованих за 5.4.1 параметрів градувальної характеристики, мг/дм³;

200 – об’єм мірної колби, яка використовується для підготовки аліквоти проби при її розведенні, см³;

V – об’єм аліквоти проби, взятий для розведення, см³;

i – номер одиничного вимірювання, $i = 1, 2$.

Результат обчислень за формулою (4) заокруглюють і записують до третьої значущої цифри.

Результат вимірювань масової концентрації хрому загального та хрому (VI) розраховують за формулою (2) як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань ρ_1, ρ_2 , відносна розбіжність між якими, розрахована за формулою (3), при довірчій ймовірності $P = 0,95$ не перевищує значення нормативу оперативного контролю збіжності, d_{36} , %.

Для масових концентрацій хрому загального та хрому (VI) від 0,10 до 2,00 мг/дм³ включно значення нормативу оперативного контролю збіжності при довірчій ймовірності $P = 0,95$ становить 40 %.

Результат обчислень за формулою (2) заокруглюють і записують до другої значущої цифри. Масову концентрацію хрому (III) визначають по різниці між знайденими масовими концентраціями хрому загального та хрому (VI).

Результат одиничного вимірювання масової концентрації хрому загального та хрому (VI) у вихідній пробі у діапазоні масових концентрацій від 0,001 до 0,010 мг/дм³ включно, ρ_i , знаходять за формулою:

$$\rho_i = \rho_{\text{ГрБ}} \quad (5)$$

де: $\rho_{\text{ГрБ}}$ – масова концентрація хрому, знайдена на основі значення оптичної густини за допомогою попередньо розрахованих за 5.4.2 параметрів градувальної характеристики, мг/дм³; i – номер одиничного вимірювання 1, 2.

Результат обчислень за формулою (5) заокруглюють до третьої значущої цифри. Результат вимірювань масової концентрації хрому загального та хрому (VI) розраховують за формулою (2) як середнє арифметичне результатів двох паралельних вимірювань ρ_1, ρ_2 , відносна розбіжність, розрахована за формулою (3), при довірчій ймовірності $P=0,95$ не перевищує збіжності, d_{36} , %.

5.5 Методика виконання вимірювань масової концентрації марганцю у поверхневих, підземних, зворотних водах фотоколориметричним методом

Методика виконання вимірювань масової концентрації марганцю фотоколориметричним методом з персульфатом амонію (МВВ № 081/12-0107-03 Поверхневі, підземні та зворотні води) відповідає ISO/TS 15923-2:2017 (автоматичний фотометричний аналіз) або ISO 6333:1986 (класична методика фотометричного визначення)

1. Сфера застосування

Цей документ встановлює методику виконання вимірювань масової концентрації марганцю у поверхневих, підземних та зворотних водах фотоколориметричним методом (далі - МВВ).

Діапазон вимірювань масових концентрацій марганцю у поверхневих, підземних та зворотних водах становить від 0,05 до 1,0 мг/дм³ включно при вимірюванні без попереднього розведення та концентрування вихідної проби. При вимірюванні з застосуванням операцій розведення та концентрування діапазон вимірювань масових концентрацій марганцю становить від 0,005 до 20 мг/дм³. При концентруванні можна використати для вод з вмістом хлоридів не більше 500 мг/дм³, загальним вмістом солей не більше 1000 мг/дм³.

Вимірюванню марганцю заважають молібден, вольфрам і титан. Хром (VI) заважає своїм забарвленням, у його присутності вимірювання оптичної густини для марганцю проводять при довжині хвилі $\lambda = 535$ нм.

Заважаючий вплив забарвлення заліза (III) усувають додаванням кислоти ортофосфорної. Заважаючий вплив забарвлення інших іонів можна усунути, відновлюючи перманганат-іон додаванням розчину натрію азотистокислого. Вимірюванню марганцю заважають хлориди, їх видаляють випарюванням з кислотою сірчаною. Заважаючий вплив органічних речовин усувають кип'ятінням проби з кислотою азотною.

2. Норми та характеристики похибки вимірювань

Норми похибки вимірювань масової концентрації марганцю у природних та зворотних водах наведено у таблиці 1.

МВВ забезпечує виконання вимірювань масової концентрації марганцю у поверхневих, підземних та зворотних водах із границями сумарної відносної похибки, ($\pm\delta$), %, значення яких при довірчій ймовірності $P = 0,95$ для результату, середнього з двох паралельних вимірювань, $n = 2$, не перевищують:

для діапазону від 0,005 до 0,05 мг/дм³ включно – 50 %;

для діапазону понад 0,05 до 0,5 мг/дм³ включно – 25 %;

для діапазону понад 0,5 до 20 мг/дм³ включно – 10 %.

Норми похибки вимірювань

Природні			Зворотні води		
Діапазон масової марганцю, мг/дм ³	вимірювань концентрації	Норми відносної похибки, ±δ, %	Діапазон масової марганцю, мг/дм ³	вимірювань концентрації	Норми відносної похибки, ±δ, %
від 0,005 до 0,05 включно		50	від 0,01 до 0,1 включно		50
понад 0,05		25	понад 0,1		25

3. Засоби вимірювання, реактиви та матеріали**3.1 Засоби вимірювальної техніки**

3.1.1 Фотоелектроколориметр, укомплектований кюветами з робочою довжиною 50 та 100 мм.

3.1.2 Ваги лабораторні загального призначення 2 класу з найбільшою границею зважування 200 г

3.1.3 Колби мірні 2-50-2, 2-100-2, 2-250-2, 2-500-2

3.1.4 Піпетки з однією позначкою 2-2-0,5, 2-2-1, 2-2-5, 2-2-10, 2-2-25

3.1.5 Піпетки градуйовані 1-2-2-2, 1-2-2-5, 1-2-2-10

3.1.6 Циліндри 1-50, 1-100, 1-250, 1-1000

3.1.7 Державний стандартний зразок складу розчину марганцю ДСЗУ 022.46-96, атестоване значення масової концентрації марганцю 10 мг/см³.

3.2 Реактиви

3.2.1 Амоній надсірчаноокислий

3.2.2 Кислота ортофосфорна 85 %-ва

3.2.3 Вода дистильована

3.2.4 Срібло азотнокисле

3.2.5 Натрій азотистоокислий

3.2.6 Кислота азотна

3.2.7 Кислота сірчана

3.3 Лабораторний посуд та матеріали

3.3.1 Електроплитка з закритою спіраллю

3.3.2 Фільтри знезолені “синя стрічка”

3.3.3 Стакани В-1-100, В-1-1000

3.3.4 Колба К-1-2000-29/32

3.3.5 Лійки лабораторні

3.3.6 Скло годинникове

Ступінь чистоти реактивів має бути не гірша за “ч.д.а.”, якщо не вказано інше.

4. Принцип

Метод вимірювання базується на окисненні марганцю (II) до перманганат-іону. Окиснення проводять у азотнокислому середовищі амонієм надсірчаноокислим у присутності іонів срібла як каталізатора. Розчин при цьому набуває рожевого забарвлення.

Фотоколориметричним методом вимірюють оптичну густину забарвленого розчину. Оптимальним для вимірювання оптичної густини є використання довжини хвилі $\lambda = 540$ нм.

За градуовальною характеристикою визначають масову концентрацію марганцю в аліквоті проби. Розрахунковим методом встановлюють масову концентрацію марганцю у вихідній пробі.

5. Підготовка до виконання вимірювань

При підготовці до виконання вимірювань масової концентрації марганцю у воді виконують: підготовку до роботи фотоелектроколориметра; приготування розчинів; приготування градуовальних розчинів; побудову градуовальної характеристики; відбір та консервування проб; пробопідготовку.

5.1 Підготовка фотоелектроколориметра до вимірювань

Підготовку фотоелектроколориметра до вимірювань проводять згідно вимог експлуатаційної документації на прилад.

5.2 Приготування розчинів

5.2.1 Приготування розчину срібла азотнокислого з молярною концентрацією $0,1$ моль/дм³

Наважку срібла азотнокислого масою $(17,0 \pm 0,1)$ г розчиняють в 1 дм³ води дистильованої. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці з темного скла в умовах лабораторії протягом 1 місяця.

5.2.2 Приготування води дистильованої, яка не містить органічних речовин

У круглодонну колбу вміщують 2 дм³ води дистильованої, циліндром за 3.1.6 додають 20 см³ кислоти азотної концентрованої, наважку амонію надсірчаноокислого масою $(2,0 \pm 0,1)$ г, піпеткою за 3.1.5 4 см³ розчину срібла азотнокислого за 5.2.1. Кип'ятять 10 хвилин. Розчин охолоджують. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в умовах лабораторії протягом п'яти діб.

5.2.3 Приготування розчину натрію азотистокислого, масова частка - 5%

Наважку натрію азотистокислого масою $(5,0 \pm 0,1)$ г розчиняють у воді дистильованій за 5.2.2 у мірній колбі за 3.1.3 місткістю 100 см³ і доводять

об'єм розчину до позначки такою ж водою. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в лабораторії протягом п'ятнадцяти діб.

5.2.4 Приготування вихідного розчину марганцю з масовою концентрацією 200 мг/дм³

Піпеткою за 3.1.4 відбирають 5 см³ ДСЗУ 022.46-96 за 3.1.7, переносять у мірну колбу за 3.1.3 місткістю 250 см³ і доводять об'єм розчину до позначки водою дистильованою, підготовленою за 5.2.2. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в лабораторії протягом шести місяців.

5.2.5 Приготування стандартного розчину з масовою концентрацією марганцю 10 мг/дм³

Піпеткою за 3.1.4 відбирають 25 см³ основного розчину 5.2.5, переносять у мірну колбу за 3.1.3 місткістю 500 см³ і доводять об'єм розчину до позначки водою дистильованою, підготовленою за 5.2.2. Розчин придатний до застосування при зберіганні у закоркованій склянці в лабораторії протягом одного місяця.

5.3. Приготування розчинів для побудови градуювальної характеристики

У мірну колбу за 3.1.3 місткістю 100 см³ піпеткою відміряють необхідний об'єм стандартного розчину з масовою концентрацією марганцю 10 мг/дм³ за 5.2.5, об'єм розчину доводять до позначки водою дистильованою, підготовленою за 5.2.2.

Розчин кількісно переносять у термостійкий стакан за 3.3.3, закривають годинниковим склом і випарюють на електроплитці досуха. Сухий залишок змочують послідовно 5 см³ кислоти сірчаної та 5 см³ кислоти азотної концентрованої і знову випарюють досуха. Стакан охолоджують, додають піпеткою за 3.1.4 10 см³ гарячої води дистильованої, розчин підкиснюють кислотою нітратною концентрованою до рН 2–3, фільтрують у стакан за 3.3.3 через фільтр “синя стрічка”. Фільтр з осадом промивають водою дистильованою за 5.2.2, поки об'єм фільтрату не буде складати приблизно 40 см³. Піпеткою за 3.1.4 до фільтрату додають 1 см³ кислоти ортофосфорної концентрованої, нагрівають до кипіння, додають наважку амонію надсірчаноокислого масою близько 0,1 г і рівномірно кип'ятять, не допускаючи розбризкування розчину, протягом 10 хвилин.

Після цього додають 2–3 краплі розчину срібла азотнокислого за 5.2.1, наважку амонію надсірчаноокислого масою близько 0,1 г і кип'ятять ще 2 хвилини до появи рожевого забарвлення. Розчин примусово охолоджують, переносять у мірну колбу за 3.1.3 місткістю 50 см³, об'єм розчину доводять до

позначки водою дистильованою, підготовленою за 5.2.2. У такий спосіб готують всі градувальні розчини.

Холосту пробу готують у такий же спосіб, але без додавання стандартного розчину марганцю.

Відомості про необхідні піпетки, об'єми стандартного розчину за 5.2.5 для приготування розчинів для побудови градувальної характеристики, відповідні масові концентрації марганцю у цих розчинах наведено у таблиці 2. Для кожного значення масової концентрації готують серію з п'яти градувальних розчинів.

Оптичну густину градувальних розчинів вимірюють відповідно до 8.4 відразу після завершення процедури їх приготування.

Примітка. У зв'язку зі зниженою стійкістю в часі слабо забарвлених розчинів та чутливістю реакції окиснення марганцю до зміни об'єму розчину, одержання результатів вимірювань із задовільною відтворюваністю у діапазоні масових концентрацій від 0,05 до 0,25 мг/дм³ можливе за умов:

- додержання об'єму розчину на стадії утворення забарвлення в межах 35 - 40 см³;
- охолодження забарвлених розчинів у примусовому режимі, доведення до кінцевого об'єму та вимірювання оптичної густини окремо для кожного розчину без затримок, що забезпечується почерговою обробкою градувальних розчинів на стадії утворення забарвлення (окиснення амонієм надсірчаноокислим) з інтервалом щонайменше 5 хв.

Таблиця 2

Відомості про розчини для побудови градувальної характеристики

№ розчину для побудови градувальної характеристики	Номинальна місткість піпетки, см ³		Об'єм стандартного розчину за 8.2.5, см ³	Масова концентрація марганцю у розчині для побудови градувальної характеристики, $\rho_{гр}$, мг/дм ³
	за 3.1.4	за 3.1.5		
1	0,5	—	0,5	0,05
2	1,0	—	1,0	0,10
3	—	2,0	1,5	0,15
4	2,0	—	2,0	0,20
5	—	5,0	2,5	0,25
6	—	5,0	4,0	0,40
7	—	10,0	6,0	0,60
8	—	10,0	8,0	0,80
9	—	10,0	10,0	1,00

5.4 Побудова градувальної характеристики

5.4.1 Вимірюють оптичну густину градувальних розчинів і холостої проби за 5.3 за допомогою фотоелектроколориметра, підготовленого за 5.1, з використанням довжини хвилі 540 нм (розчин порівняння – вода дистильована за 5.2.2). Для вимірювання оптичної густини градувальних розчинів №1 - №5 (0,05 - 0,25 мг/дм³) використовують кювети з оптичною довжиною шляху 100

мм. Для вимірювання оптичної густини градувальних розчинів №5 - №9 (0,25 - 1,0 мг/дм³) використовують кювети з робочою довжиною 50 мм. Для кожного значення масової концентрації виконують по п'ять паралельних вимірювань оптичної густини відповідно до кількості градувальних розчинів у серії.

Оптичну густину холостої проби віднімають від оптичної густини градувальних розчинів.

За методом найменших квадратів розраховують параметри лінійних градувальних характеристик: оптична густина, $D_{\lambda, \text{б}}$ та масова концентрація марганцю, ρ , мг/дм³ для діапазонів градування:

від 0,05 до 0,25 мг/дм³ включно

від 0,25 до 1,0 мг/дм³ включно та відповідні похибки градування.

5.5 Відбір та консервування проб

Відбір проб поверхневих вод виконують за ДСТУ ISO 5667-6; зберігання та поводження з пробами – за ДСТУ ISO 5667-3.

Проби відбирають у поліетиленові ємності. Якщо вимірювання масової концентрації марганцю не виконують негайно, проби консервують додаванням 5 см³ кислоти азотної концентрованої на 1 дм³ проби. Об'єм проби води для вимірювання масової концентрації марганцю не менш ніж 1,5 дм³.

5.6 Пробопідготовка

5.6.1 Для визначення валового вмісту марганцю пробу не фільтрують. Для визначення розчинених форм марганцю пробу до її консервації фільтрують на місці відбору через фільтр 45 мк.

5.6.2 Для визначення об'єму, необхідного для виконання вимірювань, відбирають 50 см³ проби, додають декілька крапель кислоти азотної, потім краплями додають срібло азотнокисле до зникнення помутніння в місці внесення краплі. Потім додають 0,5 г амонію надсірчаноокислого і нагрівають до кипіння. У присутності марганцю (близько 0,1 мг/дм³) розчин набуває блідо-рожевого кольору. Поява чіткого рожевого кольору свідчить про присутність марганцю понад 0,2 мг/дм³.

5.6.3 Аліквоту проби, підготовленої за 5.6.1, об'ємом від 1000 см³ до 5 см³, з вмістом марганцю від 0,005 до 0,1 мг, вміщують у термостійкий стакан за 3.3.3, закривають годинниковим склом і випарюють на електроплитці досуха. Стакан охолоджують, сухий залишок, стінки стакану та годинникове скло, змочують послідовно: 5 см³ кислоти сірчаної та 5 см³ кислоти азотної концентрованої і знову випарюють досуха. Стакан охолоджують, додають піпеткою за 3.1.4 10 см³ гарячої води дистильованої, розчин підкиснюють кислотою азотною концентрованою до рН 2–3, фільтрують у стакан через фільтр “синя стрічка”. Фільтр з осадом промивають водою дистильованою,

поки об'єм фільтрату не буде складати приблизно 40 см³. Піпеткою за 3.1.4 до фільтрату додають 1 см³ кислоти ортофосфорної концентрованої, нагрівають до кипіння, додають наважку амонію надсірчаноокислого масою близько 0,1 г і рівномірно кип'ятять, без розбризкування розчину, протягом 10 хвилин.

Після цього додають 2-3 краплі розчину срібла азотнокислого за 5.2.1, наважку амонію надсірчаноокислого масою близько 0,1 г і рівномірно кип'ятять ще 2 хвилини до появи рожевого забарвлення. Розчин примусово охолоджують, переносять у мірну колбу за 3.1.3 місткістю 50 см³, об'єм доводять до позначки водою дистильованою, підготовленою за 5.2.2.

Примітка. У зв'язку зі зниженою стійкістю в часі слабо забарвлених розчинів та чутливістю реакції окиснення марганцю до зміни об'єму, одержання результатів вимірювань із задовільною відтворюваністю у діапазоні масових концентрацій від 0,05 до 0,25 мг/дм³ можливе за умов:

- додержання об'єму розчину на стадії утворення забарвлення в межах 35 - 40 см³;
- охолодження забарвлених розчинів у примусовому режимі, доведення до кінцевого об'єму та вимірювання оптичної густини цих розчинів окремо для кожної проби без затримок, що забезпечують почерговою обробкою проб на стадії утворення забарвлення (окислення амонієм надсірчаноокислим) з інтервалом щонайменше 5 хв.

5.6.4 Одночасно готують холосту пробу у такий же спосіб, використовуючи 100 см³ води дистильованої, підготовленої за 5.2.2.

5.6.5 За необхідності готують пробу для врахування забарвленості. Для цього до аліквоти розчину, одержаного за 5.6.3, додають по краплях розчин натрію азотистокислого за 5.2.3 до зникнення забарвлення. Виконання вимірювань проводять відразу після завершення процедури пробопідготовки.

6. Процедура вимірювання

6.1 Оптичну густину підготовленої за 5.6.3 проби вимірюють за допомогою фотоелектроколориметра, підготовленого за 5.1, з використанням довжини хвилі 540 нм та кювет з оптичною довжиною шляху 50 мм або 100 мм в залежності від масової концентрації марганцю (розчин порівняння – вода дистильована, підготовлена за 5.2.2).

Одночасно вимірюють оптичну густину холостої проби за 5.6.4 та, за необхідності, проби для врахування забарвленості за 5.6.5 (розчин порівняння – вода дистильована, підготовлена за 5.2.2).

Оптичну густину холостої проби за 5.6.4 та, за необхідності, оптичну густину проби для врахування забарвленості за 5.6.5 віднімають від оптичної густини підготовленої за 5.6.3 проби.

6.2 Результати вимірювань оптичної густини записують до третьої значущої цифри.

7. Опрацювання результатів

Обробку результатів вимірювань виконують наступним способом.

7.1 Масову концентрацію марганцю в аліквоті проби, підготовленої за 5.6.3, $\rho_{\text{гр}(i)}$, мг/дм³ знаходять за допомогою попередньо встановлених за 5.4 параметрів відповідної градувальної характеристики. Результат записують до третьої значущої цифри.

Результат одиничного вимірювання масової концентрації марганцю у вихідній пробі, ρ_i , мг/дм³ знаходять за формулою (1):

$$\rho_i = \frac{\rho_{\text{гр}(i)} \cdot 100}{V} \quad (1)$$

де: $\rho_{\text{гр}(i)}$ -масова концентрація марганцю у розчині за 5.6.3, знайдена за допомогою попередньо розрахованих параметрів градувальної характеристики, мг/дм³;

V_0 – об'єм аліквоти проби, взятий для аналізу, см³;

100 – об'єм мірної колби, яку використовують при встановленні параметрів градувальної характеристики, см³;

Результати обчислень за формулою (1) заокруглюють і записують до другої значущої цифри.

7.2 Результати вимірювання масової концентрації марганцю у вихідній пробі розраховують за формулою (2) як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань ρ_1, ρ_2

$$\rho = \frac{\rho_1 + \rho_2}{2} \quad (2)$$

відносна розбіжність між якими при довірчій ймовірності 0,95 не перевищує значення нормативу оперативного контролю збіжності, d_{36} , %:

$$\frac{2|\rho_1 - \rho_2|}{\rho_1 + \rho_2} \leq 0,01 \cdot d_{36} \quad (3)$$

Значення нормативу оперативного контролю збіжності для довірчої ймовірності $P = 0,95$ становлять:

для діапазону масових концентрацій марганцю від 0,005 до 0,05 мг/дм³ включно 80 %;

для діапазону масових концентрацій марганцю від 0,05 до 0,5 мг/дм³ включно 35 %;

для діапазону масових концентрацій марганцю 0,5 - 20 мг/дм³ включно 5 %.

5.6 Методика вимірювання масової концентрації іонів калію і натрію у природних поверхневих, підземних, зворотних водах, розчинах солей
ISO 9964-3:1993 — Water quality — Determination of sodium and potassium — Part 3: Determination of sodium and potassium by flame emission spectrometry.

1. Сфери застосування

Цей документ встановлює методику виконання вимірювань масової концентрації іонів калію і натрію у природних поверхневих, підземних та зворотних водах, розчинах солей полуменево-фотометричним методом (далі - MBV).

Методика призначена для визначення масової концентрації іонів калію і натрію у природних поверхневих, підземних, зворотних водах та розчинах калійних солей в інтервалі:

для калію від 0 до 0.7820 %

для натрію від 0 до 0.4598 %.

Діапазон вимірювань масової концентрації іонів натрію та калію від 1 до 100 мг/дм³ включно.

Вплив супутніх елементів Mg^{2+} , Ca^{2+} , SO_4^{2-} не виявлено.

2. Норми та характеристики похибки вимірювань

Норми відносної похибки вимірювань масової концентрації іонів натрію і калію у природних поверхневих, підземних, зворотних водах та розчинах солей калійних регламентовано ДСТУ 27384:2005 і складає $\delta = \pm 10 \%$ при довірчій ймовірності $P = 0.95$.

3. Засоби вимірювання, реактиви та матеріали

3.1 Засоби вимірювальної техніки

3.1.1 полуменево-фотометричний аналізатор з технічними і метрологічними характеристиками, що забезпечують вимірювання в заданому діапазоні;

3.1.2 вага лабораторна загального призначення 2 кл точності з найбільшою межею зважування 200 г;

3.1.3 стакани хімічні;

3.1.4 мірний лабораторний скляний посуд 2 кл точності;

3.1.5 бюретка місткістю 1-1-2-25-0.05;

3.1.6 колби мірні місткістю 2-100-2, 2-250-2, 2-1000-2;

3.1.7 піпетки місткістю 1-2-2-1, 1-2-2-5, 1-2-2-10.

3.2 Реактиви

3.2.1 натрій хлористий кваліфікації х.ч.;

3.2.2 калій хлористий кваліфікації х.ч.;

3.2.3 літій хлористий 1-водневий, х.ч.;

3.2.4 вода дистильована;

3.2.5 повітря для живлення пневматичних приладів та засобів автоматизації;

3.2.6 газ пропан.

3.3. Допоміжне обладнання, хімічний посуд та матеріали

3.3.1 шафа сушильна з терморегулятором з точністю автоматичного регулювання при робочій температурі ± 2 °C;

3.3.2 склянка СВ 14/8;

3.3.3 колби мірні місткістю 2-1000-2 для зберігання калібрувальних розчинів;

3.3.4 стаканчики поліетиленові для відбору проб.

4. Принцип

Вимірювання масової концентрації іонів визначуваної речовини у воді здійснюється полуменево-фотометричним методом, який ґрунтується на вимірюванні інтенсивності випромінювання атомів натрію та калію, які при збудженні в газовому полум'ї пальника полуменево-фотометричного аналізатора під впливом високої температури випромінюють світло певної довжини хвилі. З допомогою фотоелемента із всього спектра світла виділяють спектральну лінію, яка відповідає довжині хвилі випромінювання атомів натрію та калію.

Проба засмоктується, розпилюється і подається в газове полум'я пальника в стані аерозолі. При спалюванні аерозольно-газової суміші утворюється полум'я, яке має форму конусів і забарвлене у жовтий колір. Інтенсивність забарвлення полум'я залежить від кількості іонів у пробі.

Інтенсивність забарвлення полум'я залежить від інтенсивності випромінювання атомів визначуваної речовини і є кількісною характеристикою процесу, який протікає в полум'ї газового пальника полуменево-фотометричного аналізатора.

5. Підготовка до виконання вимірювань

При виконанні вимірювань необхідно дотримуватись вимог, які використовують цю МВВ, а також вимог експлуатаційної документації на засоби вимірювань та допоміжні пристрої. Для відбору серії проб у поверхневих/підземних водах застосовують міжнародний стандарт з відбору проб води ISO 5667. При підготовці до виконання вимірювань масової концентрації іонів натрію і калію виконують підготовку до роботи полуменево-фотометричного аналізатора; приготування калібрувальних розчинів; калібрування полуменево-фотометричного аналізатора.

5.1. Підготовка до роботи полуменево-фотометричного аналізатора здійснюється у відповідності з інструкцією по експлуатації.

5.2. Приготування розчинів.

5.2.1. Приготування розчину літію хлористого.

18.105 г солі розчиняють в дистильованій воді, переносять кількісно в колбу 2-1000-2, доводять дистильованою водою до мітки і перемішують. Потім 50 см³ приготовленого розчину піпеткою 2-1-50 вносять в колбу 2-1000-2 і розчиняють до мітки. Кінцева концентрація LiCl 15 мг-екв/л.

5.2.2. Приготування калібрувальних розчинів.

Хлориди натрію і калію прожарюють при температурі 500 °С протягом 40 хвилин. Охолоджують в ексикаторі до 30 °С і надалі використовують для приготування наважок для калібрувальних розчинів.

Таблиця 1

	Співвідношення C_{NaCl}/C_{KCl} *	Необхідна кількість NaCl, см ³	Об'єм розбавлення, см ³	Необхідна кількість KCl, см ³	Об'єм розбавлення, см ³	Сумарний об'єм калібрувального розчину, см ³
1	5/20	1.0	200.0	1.0	50.0	250.0
2	10/20	1.0	100.0	1.0	50.0	150.0
3	10/40	1.0	100.0	1.0	25.0	125.0
4	10/80	2.0	200.0	2.0	25.0	225.0
5	10/100	1.0	100.0	1.0	10.0	110.0
6	10/120	3.0	300.0	3.0	25.0	325.0
7	20/10	1.0	50.0	1.0	100.0	150.0
8	20/50	1.0	50.0	1.0	20.0	70.0
9	30/20	3.0	100.0	3.0	150.0	250.0
10	40/10	1.0	25.0	1.0	100.0	125.0
11	50/20	1.0	20.0	1.0	50.0	70.0
12	60/40	3.0	50.0	3.0	75.0	125.0
13	80/10	2.0	25.0	2.0	200.0	225.0
14	90/30	3.0	33.33	3.0	100.0	133.33
15	100/10	1.0	10.0	1.0	100.0	110.0
16	120/20	3.0	25.0	3.0	150.0	175.0
17	160/8	2.0	12.5	2.0	250.0	262.5

C_{NaCl}/C_{KCl} * – співвідношення концентрації хлористого натрію C_{NaCl} (моль/л) до концентрації хлористого калію C_{KCl} (моль/л).

Серію калібрувальних розчинів, які використовують для калібрування полуменево-фотометричного аналізатора (таблиця 1) на робочих діапазонах можна готувати двома способами:

Спосіб 1. Калібрувальні розчини готуються згідно таблиці 1, виконуючи розведення та змішування попередньо приготовлених розчинів хлористого натрію і хлористого калію концентрацією 1 моль/дм³.

Для приготування розчину хлористого натрію концентрацією 1 моль/дм³ наважку солі NaCl масою 58.4428 г зважити на аналітичній вазі та помістити в мірну колбу місткістю 1000 см³. Розчинити у дистильованій воді і довести об'єм розчину у колбі до мітки.

Для приготування розчину хлористого калію концентрацією 1 моль/дм³ наважку солі KCl масою 74.555 г зважити на аналітичній вазі і помістити в мірну колбу місткістю 1000 см³. Розчинити у дистильованій воді і довести об'єм розчину у колбі до мітки.

Спосіб 2. Готуються калібрувальні розчини концентрацій, наведених у таблиці 1.

Масу наважки для приготування калібрувальних розчинів об'ємом 100 см³ необхідної молярної концентрації розраховують за формулами

$$\text{для натрію} \quad NaCl = \frac{C(Na^+) * 58.4428}{10000}(z) \quad (1)$$

$$\text{для калію} \quad KCl = \frac{C(K^+) * 74.555}{10000}(z) \quad (2)$$

де $C(Na^+)$, $C(K^+)$ – молярна концентрація натрію і калію (ммоль/л);
або за формулою

$$m_{p.p.} = \frac{C * V_{p-ny} * MM}{1000} \quad (3)$$

$m_{p.p.}$ – маса розчиненої речовини (NaCl або KCl), г;

C – концентрація розчину, моль/л.

Необхідну кількість вихідного розчину відміряти бюреткою, перенести в мірні колбу і довести об'єм в колбі до мітки дистильованою водою та перемішати.

5.2.3. Калібрування полуменево-фотометричного аналізатора.

Робочий діапазон концентрацій калібрувальних розчинів вибрати згідно з очікуваними концентраціями визначуваної речовини в пробах. Найбільша концентрація калібрувального розчину, за якої розширяють шкалу вибраного діапазону, не повинна бути меншою за концентрацію визначуваної речовини в пробах. Якщо в інтервалі концентрацій натрію та калію, які є в пробах, є проби, що відрізняються за концентраціями більше ніж на порядок, то їх ділять на групи та для кожної групи встановлюють робочий діапазон.

6. Процедура виконання вимірювань

6.1. Умови проведення вимірювань.

- тиск стиснутого повітря – 276 КПа,
- тиск паливного газу від 552 до 827 КПа.

6.2. Проведення вимірювань.

Полуменево-фотометричний аналізатор вмикають у відповідності з інструкцією на прилад. Потім заповнюють склянки розчинами у наступному порядку: дистильована вода, калібрувальний розчин і досліджувальні проби. Потім згідно інструкції експлуатації до приладу вимірюють значення концентрації для даного еталону (калібрувального розчину) та приступають до вимірювань досліджуваних розчинів.

В процесі роботи через кожні 20 проб проводити калібрування приладу.

7. Опрацювання результатів

Масову частку (у %) натрію і калію вираховують шляхом перерахунку показів приладу в м*екв/л на % (мас.) за формулами:

$$\%Na_i = \frac{n * 22.9898 * V}{10000 * m_{NaCl}} \quad (4) \quad \%K_i = \frac{n * 39.102 * V}{10000 * m_{KCl}} \quad (5)$$

де n – покази приладу, м*екв/дм³;

V – об'єм, в якому розчинена наважка, дм³;

m – наважка, г;

22.9898 і 39.102 – молекулярна маса натрію і калію відповідно.

Результати обчислень за формулами (4) і (5) заокруглюють і записують з точністю до другого десяткового знаку.

Результат вимірювань масової концентрації іонів натрію і калію розраховують за формулами (6) і (7) як середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань $\%Na_i$, $\%K_i$:

$$\%Na = \frac{\%Na_1 + \%Na_2}{2} \quad (6) \quad \%K = \frac{\%K_1 + \%K_2}{2} \quad (7).$$

За результат вимірювань масової концентрації іонів натрію і калію у природних поверхневих, підземних, зворотних водах та розчинах солей приймають середнє арифметичне результатів двох паралельних одиничних вимірювань ($\%Na_1$ і $\%Na_2$ або $\%K_1$ і $\%K_2$) масової концентрації іонів натрію і калію в підготованій пробі.

Результат вимірювань представляють у вигляді:

$$(\%Na \pm \Delta), \text{ мг/дм}^3; P = 0.95; n = 2,$$

де: $\pm \Delta$ – границі абсолютної похибки результату вимірювання масової концентрації іонів натрію і калію для довірчої ймовірності $P = 0.95$, мг/дм³;

n – кількість паралельних вимірювань, $n = 2$;

або

результат вимірювань масової концентрації іонів натрію і калію у природних поверхневих, підземних, зворотних водах та розчинах солей калійних збагачувальних фабрик (%Na) і (%K), мг/дм^3 , границі відносної похибки ($\pm \delta$), %; $P = 0.95$; $n = 2$.

Границі абсолютної похибки результату вимірювання масової концентрації іонів натрію і калію у природних поверхневих, підземних, зворотних водах та розчинах солей калійних збагачувальних фабрик обчислюють за формулами (8), (9):

$$\Delta = \frac{\delta * \%Na}{100} \quad (8) \qquad \Delta = \frac{\delta * \%K}{100} \quad (9).$$

Результат обчислень заокруглюють і записують до другої значущої цифри.

Результат вимірювання повинен закінчуватись тим же десятковим розрядом, що і абсолютна похибка вимірювання.

Результати вимірювання заносять до протоколу.

5.7 Методика виконання вимірювань масових концентрацій кальцію титриметричним методом із застосуванням етилендіамінтетраоцтової кислоти

Методика титриметричного визначення масових концентрацій кальцію відповідає вимогам ISO 6058:1984 (IDT) (Water quality – Determination of calcium content –EDTA tetrametric method), ДСТУ ISO 6058:2003.

1. Сфера застосування

Цей стандарт визначає метод титрування з використанням етилендіамінтетраоцтової кислоти (далі – ЕДТК) для визначення вмісту кальцію в ґрунтових та поверхневих водах, а також у питній воді. Він також може застосовуватися до сирової води міського споживання та промислового застосування за умови, що вони не містять у собі важких металів у кількості, яка може спричинитися до інтерференції. Метод не поширюється на морську воду та іншу схожу воду з високою концентрацією солі. Він поширюється на воду з вмістом кальцію від 2 мг/дм³ до 100 мг/дм³ (0,05-2,5 ммоль/дм³). Для води, що містить у собі більше 100 мг/дм³ кальцію, треба застосовувати розведену пробу.

2. Нормативні посилання

ISO 385/1 Laboratory glassware – Burettes – Part 1: General requirements

ISO 5667 Water quality – Sampling –

Part 1: Guidance on the design of sampling programmes

Part 2: Guidance on sampling techniques

Part 3: Guidance on the preservation and handling of samples.

3. Принцип

Комплексонометрично титрують іони кальцію, водним розчином двонатрієвої солі етилендіамінтетраоцтової кислоти ЕДТК за значення рН 12-13. Кальконкарбонову кислоту, що утворює червоний комплекс з іонами кальцію, використовують як індикатор. Магній осідає у вигляді гідроксиду і не впливає на хід реакції.

У процесі титрування етилендіамінтетраоцтова кислота спочатку виступає в реакцію з незв'язаними іонами кальцію, які утворюють комплексну сполуку з індикатором. Індикатор змінює колір від червоного до яскраво-блакитного.

4. Реактиви та матеріали

У процесі аналізування використовують лише реагенти визначеного аналітичного класу та дистильовану воду або воду еквівалентної чистоти.

4.1 Їдкий натрій 2 моль/дм³, розчин.

Розчиняють 8 г їдкого натру в 100 см³ дистильованої води. Зберігати потрібно в поліетиленовій пляшці.

Примітка: вжити заходів із метою уникнення забруднення атмосферним вуглекислим газом.

4.2 Етилендіамінтетраоцтова кислота, стандартний титрований розчин, с (Na₂EDTA)=10 ммоль/дм³.

4.2.1 Готування

Сушити порцію двонатрієвої солі дигідрату етилендіамінтетраоцтової кислоти (C₁₀H₁₄N₂O₈Na₂·2H₂O) за температури 60 °С протягом 2 год. Розчинити 3,725 г сухої солі у воді та довести об'єм до 1000 см³ у мірній колбі. Зберігати розчин етилендіамінтетраоцтової кислоти в поліетиленовій пляшці та регулярно перевіряти його концентрацію.

4.2.2 Еталонування

Еталонувати розчин (див.4.2.1) по відношенню до стандартного еталонного розчину кальцію 4.3. за допомогою процедури, зазначеної в розділі 7. Використати 20,0 см³ стандартного еталонного розчину кальцію (див.4.3) та розвести його до 50 см³.

4.2.3 Обчислювання концентрації

Концентрацію розчину етилендіамінтетраоцтової кислоти, C₁, виражену в мілімолях на дециметр кубічний розраховують за рівнянням:

$$C_1 = \frac{C_2 \cdot V_1}{V_2} \quad (1)$$

C₁ – концентрація стандартного еталонного розчину кальцію (див. 4.3), ммоль/дм³;

V₁ – об'єм стандартного еталонного розчину кальцію см³;

V₂ - об'єм розчину етилендіамінтетраоцтової кислоти, що використовували для еталонування, см³;

4.3 Кальцій, стандартний еталонний розчин, C (CaCO₃) = 10 ммоль/дм³.

Сушити пробу чистого карбонату кальцію протягом 2 год за температури 150 °С та дати охолонути до кімнатної температури в ексикаторі.

Покласти 1,00 у конічну колбу місткістю 500 см³ та зволожити водою. Додавати краплями 4 моль/дм³ соляної кислоти до повного розчинення всього карбонату. Не допускати надмірного додавання кислоти, налити 200 см³ води та кип'ятити протягом кількох хвилин із метою видалення вуглекислого газу. Охолодити до кімнатної температури та додати кілька крапель розчину метилового червоного. Додати 3 моль/дм³ розчину аміаку для забарвлення розчину в оранжевий колір. Перелити розчин у мірну колбу з однією позначкою місткістю 1000 см³ та довести об'єм до позначки. Перелити розчин

у мірну колбу з однією позначкою місткістю 1000 см³ та довести об'єм до позначки дистильованою водою.

1 см³ розчину містить у собі 0,4008 мг (0,01 ммоль) кальцію.

Примітка: можна використовувати промислові розчини.

4.4 Кальконкарбонова кислота, індикатор.

Ретельно перемішати 0,2 г HSN [2-гідроксі-1 (2-гідрокси-4-сульфо-1-нафтілазо)-3-нафтойна кислота] (C₂₁H₁₄N₂O₇S 3H₂O та 100 г хлориду натрію (NaCl).

Примітка: цей індикатор також відомий під назвою «кальконкарбонова кислота». Інший індикатор, який можна використовувати для кальцію: кальцеїн {2,7- біс[N, N-ди-(карбоксиметил)-амінометил]флуоресцеїн (C₃₀H₂₆N₂O₁₃).

4.5 Устаткування

Звичайне лабораторне устаткування та: бюретка, місткістю 25 см³, з ціною поділки 0,05 см³ згідно ISO 385-1, клас А, або еквівалентне устаткування.

5. Підготовка до виконання вимірювань

5.1 Відбирання та готування проб

Відбирати проби треба згідно з відповідними частинами ДСТУ ISO 5667.

5.2 Готування робочої частини проби

Робоча частина проби повинна містити в собі від 2 мг/дм³ до 100 мг/дм³ (від 0,05 ммоль/дм³ до 2,5 ммоль/дм³) кальцію. Якщо очікується концентрація вище ніж 100 мг/дм³ (2,5 ммоль/дм³), розчинити відомий об'єм розчину проби з тим, щоб його концентрація знаходилась у встановлених межах, та відмітити коефіцієнт розведення F.

Якщо робочі частини проби було підкислено з метою зберігання, їх треба нейтралізувати розрахунковою кількістю розчину їдкого натру (див. 4.1). Під час обчислення результатів треба брати до уваги будь-яке розведення проби або робочої частини проби кислотою або лугом.

6. Визначення

За допомогою піпетки перенести 50,0 см³ випробного розчину у конічну колбу місткістю 250 см³. Додати 2 см³ розчину їдкого натру (див. 4.1) та приблизно 0,2 г індикатора кальконкарбонової кислоти (див. 4.4). Перемішати і зразу ж титрувати. Додавати розчин етилендіамінтетраоцтової кислоти (див. 4.2) з бюретки, який постійно перемішується. На початку титрувати скоріше, а в кінці – повільніше. Кінцева точка досягається, коли колір змінюється на синій. Колір не повинен більше змінюватись під час додавання чергової краплі розчину етилендіамінтетраоцтової кислоти.

7. Опрацювання результатів

Вміст кальцію, C_{Ca} виражений в мілімолях на dm^3 , розраховують за рівнянням:

$$C(Ca) = \frac{C1 \cdot V3}{V0} \quad (2)$$

$C1$ – концентрація розчину етилендіамінтетраоцтової кислоти, ммоль/ dm^3 ;

$V0$ – об'єм робочої частини проби, cm^3 ;

$V3$ - об'єм розчину етилендіамінтетраоцтової кислоти, що використовували під час титрування, cm^3 .

За необхідності вміст кальцію, ρ_{Ca} , мг/ dm^3 розраховують за рівнянням:

$$\rho(Ca) = \frac{C1 \cdot V3}{V0} A \quad (3)$$

Де A – відносна атомна вага кальцію (Ca) – 40,08;

Під час використання розведеної робочої проби треба змінити обчислення відповідним чином, використовуючи коефіцієнт розведення F .

7.1 Точність

Результати отримані на одному і тому самому випробному розчині у різних лабораторіях, повинні співпадати з відхиленням ± 5 мг/ dm^3 у діапазоні від 30 мг/ dm^3 100 мг/ dm^3 .

8. Інтерференція

Засторога! Ціанід натрію є отрутою. Треба вжити відповідних заходів техніки безпеки під час роботи з цим хімікатом. Заборонено окиснювати розчин, що містить у собі ціанід натрію.

Іони алюмінію, барію, свинцю, заліза, кобальту, міді, марганцю, олова та цинку впливають на визначення оскільки вони можуть титруватись як кальцій або затемнювати колір у кінцевій точці. Ортофосфат у концентраціях, що перевищують 1 мг/ dm^3 , осаджує кальцій під час рН титрування. Карбонат кальцію може осаджуватись, якщо визначення здійснюють дуже повільно або якщо вміст кальцію дуже високий понад 100 мг/ dm^3 або 2,5 ммоль/ dm^3 . Заважаючи йони металів можуть маскуватися. Інтерференція від заліза за концентрації 30 мг/ dm^3 або менше може маскуватися за рахунок додавання 250 мг ціаніду натрію або кількох сантиметрів кубічних триетаноламіну до проби якраз перед титруванням. Ціанід також зводить до мінімуму інтерференцію від цинку, міді та кобальту, а триетаноламін- від алюмінію. Перед додаванням ціаніду натрію треба упевнитись, що розчин має лужне середовище.

Якщо інтерференцію неможливо усунути, треба застосовувати метод атомної абсорбції. Цей метод стане предметом майбутнього стандарту.

9. Протокол випробовування

Протокол випробовування повинен містити в собі таку інформацію:

- посилання на цю методику (стандарт);
- повну ідентифікацію проби;
- результат виражений в міліграмах на дециметр кубічний (мг/дм^3) з точністю до 1 мг/дм^3 або в мілімолях на дециметр кубічний з точністю до 0,02 ммоль/дм^3 ;
- титрування робочої частини проби;
- будь-які відхилення від процедури, зазначеної у цій методиці, або будь-які інші обставини, які можуть вплинути на результат.

РОЗДІЛ 6

Якість води - Визначення вибраних параметрів за допомогою систем дискретного аналізу

Частина 1: Амоній, нітрат, нітрит, хлорид, ортофосфат, сульфат, силікат з фотометричним детектуванням прийнято як національний стандарт методом підтвердження за позначенням ДСТУ ISO 15923-1:2018 (ISO 15923-1:2013 р.)

ISO (Міжнародна організація зі стандартизації) – це всесвітня федерація національних органів зі стандартизації. Підготовки міжнародних стандартів здійснюється через технічні комітети ISO. Кожен орган-член, зацікавлений у темі, для якої створено технічний комітет, має право бути представленим у цьому комітеті. Міжнародні організації, урядові та неурядові, що співпрацюють з ISO, також беруть участь у роботі. Процедури, що використовуються для розробки цього документа, та ті, що призначені для його наступного супроводу, описані в Директивах 150/IEC, Частина 1. Цей документ було складено відповідно до редакційних правил Директив 150/IEC, Частина 2. www.iso.org/directives. Деякі елементи цього документа можуть бути предметом патентних прав. ISO не несе відповідальності за ідентифікацію будь-яких або всіх таких патентних прав www.iso.org/patents. Будь-яка торгова назва, що використовується в цьому документі, є інформацією, наданою для зручності користувачів, не є схваленням. Відповідальний комітет за цей документ – 150/TC 147, Якість води, Підкомітет SC 2, Фізичні, хімічні та біохімічні методи. ISO 15923 складається з наступних частин під загальною назвою «Якість води – Визначення вибраних параметрів за допомогою дискретних систем аналізу»:

- Частина 1: Амоній, нітрати, нітрити, хлориди, ортофосфати, сульфати та силікати з фотометричним детектуванням. Багато фотометричних визначень можна автоматизувати за допомогою системи дискретного аналізу. За допомогою одного апарату можна визначити велику кількість різних параметрів, а параметри, що визначають, можна вказати для кожного зразка. Робота з малими об'ємами вимагає менше матеріалу для зразка та реагенту.

Ця частина ISO 15923 визначає методи автоматичного визначення амонію, нітратів, нітритів, хлоридів, ортофосфатів та силікатів з фотометричним детектуванням та турбодиметричним визначенням сульфатів за допомогою системи дискретного аналізу. Галуззю застосування є вода (грунтова, водостічна, поверхнева, стічні води, елюати, котельна вода).

6.1 Якість води - Визначення вибраних параметрів за допомогою дискретних систем аналізу

Частина 1: Амоній, нітрат, нітрит, хлорид, ортофосфат, сульфат та силікат з фотометричним детектуванням

ПОПЕРЕДЖЕННЯ - Особи, які використовують цю частину ISO 15923, повинні бути знайомі зі звичайною лабораторною практикою. Ця частина ISO 15923 не претендує на вирішення всіх проблем безпеки, якщо такі є, пов'язаних з її використанням. Користувач несе відповідальність за встановлення відповідних практик безпеки та гігієни праці, а також за забезпечення дотримання будь-яких національних нормативних умов.

1. Сфера застосування

Ця частина ISO 15923 визначає методи автоматичного виконання спектрофотометричних та турбодиметричних аналізів за допомогою дискретної системи аналізу для визначення амонію, нітратів, нітритів, хлоридів, ортофосфатів, сульфатів та силікатів. Галузь застосування – ґрунтові, водорозчинні, поверхневі, стічні, елюатні та котлові води.

2. Нормативні посилання

Наступні документи, повністю або частково, є нормативно посиланнями в цьому документі та є необхідними для його застосування. Для датованих посилань застосовується лише цитоване видання. Для недатованих посилань застосовується останнє видання цитованої документації (включаючи будь-які зміни).

ISO 3696, Вода для аналітичного лабораторного використання - Специфікація та методи випробувань

I SO 5667-3, Якість води - Відбір проб - Частина 3: Зберігання та обробка зразків води

ISO 8466-1, Якість води - Калібрування та оцінка аналітичних методів та оцінка характеристик - Частина 1: Статистична оцінка лінійної калібрувальної функції

ISO 8466-2, Якість води - Калібрування та оцінка аналітичних методів та оцінка характеристик - Частина 2: Стратегія калібрування для нелінійних калібрувальних функцій другого порядку

3. Принцип

Система дискретного аналізу - це автоматизована система для спектрофотометричних та турбодиметричних визначень.

Кольорові реакції відбуваються в реакційних комірках, які можуть бути кюветами, в інкубаторі. Для кожного визначення використовується окрема реакційна комірка. Попередньо встановлені об'єми зразка та реагентів піпетують у комірки та змішують.

Після закінчення інкубаційного періоду вимірюють поглинання розчину на довжині хвилі, що застосовується до визначення. Це роблять шляхом пропускання кювет через фотометр або перенесенням вимірювального розчину з реакційних комірок до фотометра з проточною коміркою.

4. Інтерференція

Частинки, присутні у зразку, можуть призвести до закупорювання та заважатимуть фотометричним вимірюванням. Рекомендується фільтрація всіх зразків через мембранний фільтр 0,45 мкм, за винятком визначення загального фосфату та азоту за К'ельдалем (див. додатки В та Е). Частинки також можна видалити шляхом відстоювання, центрифугування або діалізу.

Цей метод застосовується до зразків у діапазоні рН від 5 до 9, що охоплює більшість природних вод.

Зразки поза цим діапазоном можуть потребувати корекції рН. Властивий колір або каламутність зразка заважають аналізу. Щодо запобігання таким перешкодам див. Додаток А. Перешкоди, специфічні для кожного параметра, обговорюються в додатках В - Н.

ПРИМІТКА. Вплив власного кольору необхідно компенсувати вимірюванням поглинання зразка перед додаванням хромогенного реагенту (банкування зразка) або використанням компенсуючого розчину (вимірювальний розчин без хромогенної сполуки). Для отримання додаткової інформації див. Додаток А. Безпечну процедуру корекції каламутності неможливо забезпечити. Закон Ламберта-Бера не застосовується до каламутних розчинів. Крім того, багато хромогенних реагентів та кольорових комплексів адсорбуються на частинках.

5. Реагенти

Реагенти для кожного параметра зазначені в додатках В - Н. Використовуйте лише реагенти визнаного аналітичного класу, якщо інше не зазначено у відповідному додатку. Сушіть усі тверді реагенти протягом щонайменше 1 години при температурі $(105 \pm 5)^{\circ}\text{C}$, за умови, що вони термічно стабільні. Зберігайте висушену тверду речовину в ексікаторі перед зважуванням. Об'єми реагентів, зазначені в додатках В - Н, можуть бути скориговані відповідно до місцевих вимог або специфікацій різних приладів.

5.1 Вода, що відповідає класу 1, як визначено в ISO 3696.

6. Апарат

6.1 Дискретна система аналізу, що зазвичай складається з таких компонентів:

6.1.1 Пристрій для введення зразка, для автоматичного або ручного керування.

6.1.2 Контейнер для зразка.

6.1.3 Контейнер для реагенту, охолоджуваний чи ні.

6.1.4 Інкубатор з контролем температури, який підтримує постійну температуру, наприклад, 37 °C.

6.1.5 УФ/ВІД детектор, наприклад, спектрофотометр, придатний для діапазону довжин хвиль, зазвичай від 340 нм до 880 нм.

6.1.6 Блок керування та обробки даних.

6.1.7 Записувальний пристрій, наприклад, ПК з програмним забезпеченням для збору та оцінки даних.

7. Відбір та підготовка зразків

Використовуйте чисті посудини для відбору проб. Каламутність або частинки перешкоджають спектрофотометричному виявленню. Освітїть зразки фільтрацією через мембрану 0,45 мкм (також можна використовувати відстоювання, центрифугування або діаліз). Щоб уникнути у разі забруднення фільтруючою мембраною, перші 20-30 мл фільтрату видаліть. Зразки для визначення загального фосфату не слід фільтрувати. Див. додаток F.

Підготуйте та зберігайте зразок відповідно до додатків В до Н або згідно з ISO 5667-3, якщо у відповідному додатку немає конкретних вказівок.

Підготуйте зразок води (5.1) аналогічно, як і зразок, для використання як резервуар.

Підготуйте контрольний стандартний розчин з первинного контрольного стандарту, що містить рівень аналіту, аналогічний зразкам. Виконайте аналіз як зразок через відповідні інтервали в партії, відповідно до місцевих вимог. Рекомендується мінімальний інтервал один раз на кожні 20 зразків.

8. Калібрування

8.1 Функція калібрування

Під час першої оцінки аналітичної системи та через певні проміжки часу після цього встановіть функцію калібрування для кожного параметра (див. ISO 8466-1 або ISO 8466-2) наступним чином:

Використовуючи первинний калібрувальний стандарт, підготуйте відповідну серію калібрувальних розчинів для відповідного параметра, як описано в додатках В до Н, включаючи розчин нульової концентрації. Проаналізуйте калібрувальні розчини відповідно до розділу 9 та інструкцій виробника приладу.

Підтвердьте достовірність отриманих даних та використовуйте їх для розрахунку лінії регресії, як зазначено в ISO 8466-1 або ISO 8466-2.

Перевірте постійну достовірність встановленої функції калібрування, аналізуючи відповідний калібрувальний стандартний розчин через регулярні проміжки часу відповідно до вимог точності або принаймні в кінці партії.

За потреби проведіть повторне калібрування.

8.2 Перевірка достовірності калібрування

Якщо повна функція калібрування не встановлена щодня, проведіть початкову перевірку достовірності калібрування, аналізуючи два розчини калібрувального стандарту в нижній та верхній третині каліброваного робочого діапазону після процедури налаштування (див. розділ 9).

Перевірте постійну достовірність встановленої функції калібрування, аналізуючи відповідний розчин калібрувального стандарту через регулярні проміжки часу, відповідно до вимог точності або принаймні в кінці партії.

За потреби проведіть повторне калібрування.

9. Процедура

Налаштуйте систему дискретного аналізу відповідно до інструкцій виробника приладу (фотокалориметра).

Калібруйте систему відповідно до розділу 8 та інструкцій виробника приладу.

Підготуйте зразки відповідно до розділу 7 та додатків В до Н. Постійна температура та час інкубації є важливими для стабільності вимірювань абсорбції. Для отримання рекомендацій щодо рекомендованих температур та часу інкубації зверніться до додатків В до Н. Зверніть увагу, що час інкубації, наведений у додатках В–Н, є рекомендаціями та може змінюватися залежно від досвіду.

Виміряйте абсорбцію зразків, використовуючи умови, наведені в додатках В–Н, та інструкції виробника приладу. Виміряйте зразок відповідно до додатка А та інструкцій виробника приладу.

Якщо абсорбція зразка перевищує абсорбцію верхнього калібрувального розчину, розведіть зразок або зменште кількість зразка на відповідний коефіцієнт, щоб привести його до верхньої половини калібрувального діапазону, та проведіть повторний аналіз. За необхідності відкоригуйте абсорбцію зразка (див. Додаток А).

Процедури, наведені в Додатках В - Н, можуть бути модифіковані для різних приладів або для зміни діапазону чи чутливості методу для різних концентрацій параметрів або типів зразків.

10. Розрахунок

Розрахуйте масову концентрацію, (ρ), досліджуваного параметра в мікрограмах на літр (мкг/л) або міліграмах на літр (мг/л) з калібрувальної лінії

(див. Розділ калібрування), використовуючи отримані скориговані значення абсорбції (див. Розділ процедура), як зазначено в ISO 8466-1 або ISO 8466-2. Враховуйте будь-які коефіцієнти розведення. Цей розрахунок зазвичай можна виконати автоматично за допомогою програмного забезпечення приладу.

11. Вираження результатів

Результати слід виражати максимум до трьох значущих цифр.

ПРИКЛАДИ Фосфат = мг/л P (3 значущі цифри), 1,1 мг/л P (2 значущі цифри), 1 мг/л (1 значуща цифра). Відповідні коефіцієнти перетворення наведено в Таблиці 1.

Таблиця 1

Коефіцієнти перетворення

Параметр	Одиниці	Коефіцієнт перетворення	Перетворені одиниці
Ammonia	мг/л N	1,286	мг/л NH ₄
Ammonia	мг/л NH ₄	0,7778	мг/л N
Nitrate	мг/л N	4,427	мг/л NO ₃
Nitrate	мг/л NO ₃	0,2259	мг/л N
Nitrate	мг/л N	3,285	мг/л NO ₂
Nitrate	мг/л NO ₂	0,3044	мг/л N
Orthophosphate	мг/л P	3,066	мг/л PO ₄
Orthophosphate	мг/л PO ₄	0,3261	мг/л P
Silicate	мг/л Si	3,279	мг/л SiO ₄
Silicate	мг/л SiO ₄	0,305 O	мг/л Si
Silicate	мг/л Si	2,139	мг/л SiO ₂
Silicate	мг/л SiO ₂	0,467 4	мг/л Si
Silicate	мг/л SiO ₂	1,533	мг/л SiO ₄
Silicate	мг/л SiO ₄	0,652 5	мг/л SiO ₂

Перед повідомленням про результати важливо визначити необхідні одиниці вираження. Наприклад, амоній, нітрат та нітрит можна виразити як ·N або як відповідний іон. Результати для ортофосфату можна виразити як -P або PO₄, а для силікату можна виразити як SiO₄, SiO₂ або Si.

12 Звіт про випробування

Звіт про випробування повинен містити щонайменше таку інформацію:

- використаний метод випробування разом із посиланням на цю частину ISO 15923 (тобто ISO 15923-1:2013);
- деталі, необхідні для ідентифікації зразка;
- дату аналізу;
- результати аналізу (див. розділ вираження результатів);
- будь-яке відхилення від цього методу та звіт про вплив на результати.

6.2 Додаток А

Корекція власного кольору

А.1 Загальні положення

Дві можливості корекції власного кольору описані в А.2 та А.3 Як правило, неможливо скоригувати каламутність. У багатьох випадках перешкодам, спричиненим частинками, можна запобігти шляхом ретельного фільтрування, відстоювання, центрифугування або діалізу зразків.

А.2 Юстування зразків

Юстування зразків можливе лише за умови використання реакційних комірок, які також служать кюветами. Вимірювання (юстування) проводиться після дозування зразка та, якщо застосовується, одного або кількох реагентів, які можуть спричинити зміну кольору зразка (наприклад, через вплив рН на колір зразка), але перед дозуванням хромогенного реагенту. Це значення юстування віднімається від кінцевого поглинання вимірювального розчину, враховуючи співвідношення між об'ємами вимірювальних розчинів. Стандарти вимірюються таким самим чином.

А.3 Використання компенсуючого розчину

Під час використання компенсуючого розчину готують другий вимірювальний розчин, що складається з тих самих об'ємів зразка та реагенту, в якому сполука, що відповідає за утворення кольору, відсутня. Це можна зробити, додавши замість хромогенного реагенту рівний об'єм води або приготувавши окремий реагент, в якому хромогенна сполука відсутня. Поглинання компенсуючого розчину віднімається від поглинання розчину зразка.

6.3 Додаток В

Визначення амонію

В.1 Принцип

Амоній реагує з гіпохлоритом, що утворюється в результаті лужного гідролізу дихлорізоціанурату натрію, та з саліцилатом при рН приблизно 12,6 у присутності нітропрусиду натрію як каталізатора, з утворенням сполуки коричневого кольору. Реагент містить цитрат для маскування перешкод від катіонів, таких як іони кальцію та магнію. Поглинання при 660 нм є мірою вмісту амонію.

ПРИМІТКА. Цей метод базується на тих самих хімічних процесах, що й у ISO 7150-1.

В.2 Перешкоди

Перешкоди від катіонів, особливо іонів кальцію та магнію, маскуються цитратом. У сольових зразках ці перешкоди можуть виникати, якщо перевищена комплексоутворююча здатність цитрату. Цьому можна запобігти, проводячи дистиляцію відповідно до ISO 7150-1. Дистиляція також рекомендується для сильно забарвлених зразків.

Надзвичайно високі або низькі значення рН зразків можуть впливати на результат. Первинні аміни та компоненти, які можуть відновлювати гіпохлорит, можуть впливати на визначення, але вони рідко присутні в концентраціях, що впливають на результат, у зразках води. Якщо є підозра на наявність будь-якого з цих речовин, що впливають на результат, величину перешкод слід оцінити перед аналізом.

В.3 Реагенти

В.3.1 Розчин азотної кислоти, ρ (HNO_3), приблизно 4 г/л.

Для приготування необхідно обережно додати ($4 \pm 0,4$) мл концентрованої азотної кислоти [HNO_3] до 800 мл води в мірну колбу об'ємом 1 л та перемішайте. Долити воду до позначки.

Цей розчин зберігається протягом 1 року при кімнатній температурі.

В.3.2 Реактив нітропрусиду натрію

У мірній колбі об'ємом 250 мл необхідно розчинити ($32,5 \pm 0,3$) г саліцилату натрію [$\text{C}_7\text{H}_5\text{O}_3\text{Na}$] та ($32,5 \pm 0,3$) г цитрату натрію [$\text{HO}-\text{C}(\text{CH}_2\text{COONa})_2\text{COONa}$] приблизно у 200 мл води. Необхідно переконатися, що рН $< 8,0$. За необхідності розчин можна підкислити азотною кислотою (В.3.1). До розчину додати ($0,243 \pm 0,002$) г нітропрусиду натрію [$\text{Na}_2(\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$] та розчинити. До розчину долити води до позначки. Цей розчин витримують 1 тиждень у темній пляшці при температурі від 2°C до 8°C .

ПРИМІТКА. За необхідності можна додати відповідний мийний засіб, наприклад, поліоксіетиленлауриловий ефір, щоб запобігти прилипанню повітряних бульбашок до стінки кювети під час змішування зразка та реагентів.

В.3.3 Реагент DIC.

У мірній колбі об'ємом 250 мл необхідно розчинити $(810 \pm 0,1)$ г гідроксиду натрію [NaOH] приблизно у 200 мл води та перемішати. Розчин потрібно залишити охолоджуватися, потім додати $(0,500 \pm 0,005)$ г дихлорізоціанурату натрію $[\text{Cl}_2\text{Na}(\text{NCO})_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}]$ та перемішати до повного розчинення. Розчин у колбі довести водою до позначки. Цей розчин придатний до застосування 1 тиждень у темній пляшці при температурі від 2°C до 8°C .

В.3.4 Первинний калібрувальний стандарт амонію, $\rho(\text{N}) = 300$ мг/л.

У каліброваній колбі об'ємом 1 л необхідно розчинити $(1,415 \pm 0,001)$ г сульфату амонію $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$ приблизно у 750 мл води та довести до позначки водою. Цей розчин придатний до використання 3 місяці при температурі від 2°C до 8°C .

В.3.5 Первинний контрольний стандарт амонію, $\rho(\text{N}) = 200$ мг/л.

Контрольний стандарт готують, використовуючи інший вихідний матеріал, ніж той, що використовувався для первинного калібрувального стандарту. Наприклад, діамоній гідрогенцитрат $[(\text{NH}_4)_2\text{HC}_6\text{H}_5\text{O}_7]$ може бути використаний як вихідний матеріал.

У каліброваній колбі об'ємом 1 л потрібно розчинити $(1,615 \pm 0,001)$ г діамоній гідрогенцитрату приблизно у 750 мл води та довести до позначки водою. Цей розчин зберігається протягом 3 місяців при температурі від 2°C до 8°C .

В.4 Процедура

В.4.1 Попередня обробка зразка

Для визначення вмісту азоту за методом К'ельдаля зразки спочатку необхідно розкласти.

ПРИМІТКА: для розщеплення (розкладання) зразка можна використовувати ISO 5663.

В.4.2 Калібрування

Калібрувальна крива зазвичай першого порядку.

В.4.3 Аналіз

Температура інкубації знаходиться в діапазоні 30°C - 40°C . Необхідно приготувати вимірювальний розчин, який зазвичай складається з наступного:

- максимум 10 частин зразка за об'ємом;

- 1 частина реагенту нітропрусиду натрію за об'ємом (В.3.2). Вимірювальний розчин необхідно перемішувати після кожного додавання компонентів;
- $(1 \pm 0,2)$ частини реагенту DІС за об'ємом (В.3.3). Вимірювальний розчин необхідно перемішувати після кожного додавання компонентів. Рекомендований час інкубації після додавання реагенту DІС становить 480 с.

Після закінчення часу інкубації необхідно виміряти абсорбцію при 660 нм.

ПРИМІТКА. Типовий діапазон калібрування для цього методу становить від 0,05 мг/л N до 2,0 мг/л N.

6.4 Додаток С

Визначення суми нітратів та нітритів гідразиновим методом

С.1 Принцип

Нітрат відновлюється до нітриту за допомогою гідразинсульфату. Як нітрит, що утворюється в результаті цієї реакції, так і нітрит, присутній у зразку, потім реагують із сульфаніламідом та N-(1-нафтил)етилендіаміндігідрохлоридом (NED), утворюючи діазидну сполуку червоного кольору.

Поглинання, виміряне при 540 нм, є мірою сумарної кількості присутніх нітритів та нітратів.

ПРИМІТКА 1. Цей метод базується на тому самому принципі, що й ISO 13395, за винятком того, що в ISO 13395 використовується кадмієва колонка для відновлення нітратів (Примітка 3).

ПРИМІТКА 2. За допомогою цього методу визначається кількість повністю окисненого азоту. Щоб отримати точну концентрацію нітратів, кількість нітритів необхідно відняти. Нітрити визначають, пропускаючи етап відновлення гідрaziном з методу. Див. Додаток D.

ПРИМІТКА 3. Нітрати також можна відновити до нітритів за допомогою кадмієвої колонки замість сульфату гідразину.

С.2 Інтерференція

Концентрації сульфідів до 10 мг/л можуть спричинити 10% негативне відхилення результату. Хлориди іони, вміст яких перевищує 100 мг/л, також можуть спричинити негативний результат. Нітрати перетворюються на нітрити перед визначенням. Див. Додаток D.2 для подальшого обговорення інтерференції.

С.3 Реагенти

С.3.1 Розчин сульфату купруму (міді), ρ (CuSO_4) = 3,9 г/л.

У мірній колбі об'ємом 100 мл необхідно розчинити $(0,39 \pm 0,01)$ г купрум сульфату $[\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}]$ у 100 мл води. Цей розчин зберігається протягом 6 місяців при кімнатній температурі.

С.3.2 Розчин сульфату цинку, ρ (ZnSO_4) = 45 г/л.

У мірній колбі об'ємом 100 мл необхідно розчинити $(4,5 \pm 0,1)$ г сульфату цинку $[\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}]$ у 100 мл води. Цей розчин зберігається протягом 6 місяців при кімнатній температурі.

С.3.3 Розчин гідроксиду натрію, ρ (NaOH) = 8 г/л.

У мірній колбі об'ємом 100 мл необхідно розчинити $(0,80 \pm 0,04)$ г гідроксиду натрію $[\text{NaOH}]$ у 100 мл води. Цей розчин придатний до зберігання щонайменше 1 тиждень при зберіганні в закритій посудині.

ПРИМІТКА. За необхідності додають відповідний миючий засіб, наприклад, поліоксіетилен лауриловий ефір, щоб запобігти прилипанню бульбашок повітря до стінки кювети під час змішування зразка та реагентів. Для зменшення проблем з осадженням Ca^{2+} та Mg^{2+} до розчину гідроксиду натрію можна додати 0,3 мл фосфорної кислоти (85%).

С.3.4 Відновлювальний реагент

У мірній колбі об'ємом 250 мл потрібно розчинити $(0,163 \pm 0,001)$ г гідразинсульфату ($\text{N}_2\text{H}_4 \cdot \text{H}_2\text{SO}_4$) приблизно у 200 мл води. Додати $(0,375 \pm 0,005)$ мл розчину купрум сульфату (С.3.1) та $(2,50 \pm 0,05)$ мл розчину сульфату цинку (С.3.2) та долийте воду до позначки.

Цей розчин зберігається протягом 2 тижнів при температурі від 2 °С до 8 °С.

Оптимальна концентрація гідразину у відновлювальному розчині може відрізнятися для кожної партії та повинна визначатися при використанні нової партії.

Визначте вихід відновлення, аналізуючи розчин нітратів та нітритів з однаковою концентрацією N, яка становить приблизно 100 % від діапазону вимірювання $\text{NO}_3\text{-N}$. Поглинання розчину нітратів повинно бути між 95 % та 110 % поглинання розчину нітритів. Якщо поглинання нітрату нижче, ніж розчину нітритів, перетворення нітрату не завершено. Вміст гідразину необхідно збільшувати, до тих пір, поки поглинання не буде в межах цього діапазону.

С.3.5 Реагент NED

У мірну колбу об'ємом 1 л обережно додають 50 мл фосфорної кислоти [H_3PO_4] (85%) до 500 мл води. Також необхідно додати $(5,0 \pm 0,1)$ г сульфаніламиду [$\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$] та розчинити. Потім ще додати $(0,25 \pm 0,01)$ г N-(1-нафтил) етилендіаміндігідрохлориду [$\text{C}_{12}\text{H}_{16}\text{Cl}_2\text{N}_2$] (NED), розчиніть та долийте воду до позначки. Цей розчин придатний до використання протягом 1 місяця, при зберіганні в темній пляшці при температурі від 2 °С до 8 °С.

С.3.6 Первинний калібрувальний стандарт нітрату, $\rho(\text{N}) = 600$ мг/л.

Висушують нітрат калію (KNO_3) протягом щонайменше 2 годин при температурі (105 ± 5) °С. Потім охолоджують в ексікаторі протягом щонайменше 45 хвилин і розчиняють $(4,331 \pm 0,001)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно в 750 мл води. Доливають воду до позначки. Цей розчин зберігається протягом 3 місяців при температурі від 2 °С до 8 °С.

С.3. 7 Первинний контрольний стандарт нітрату, $\rho(\text{N}) = 400$ мг/л.

Необхідно підготувати контрольний стандарт, використовуючи інший вихідний матеріал, ніж той, що використовувався для первинного

калібрувального стандарту. Наприклад, як вихідний матеріал можна використовувати нітрат натрію $[\text{NaNO}_3]$. Нітрат натрію необхідно висушити протягом 2 годин при температурі $(105 \pm 5) ^\circ\text{C}$. Охолодити в ексикаторі протягом 45 хвилин та розчинити $(2,427 \pm 0,001)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно у 750 мл води. Розчин у колбі довести воду до позначки. Цей розчин придатний для зберігання протягом 3 місяців при температурі від $2 ^\circ\text{C}$ до $8 ^\circ\text{C}$.

С.4. Процедура

С.4.1 Калібрування

Калібрувальна крива зазвичай першого порядку.

С.4.2 Аналіз

Температура інкубації знаходиться в межах від $30 ^\circ\text{C}$ до максимум $40 ^\circ\text{C}$.

Готують вимірювальний розчин, який зазвичай складається з наступного:

- 1 частина розчину гідроксиду натрію за об'ємом (С.3.3.);
- ($1 \pm 0,1$) частин досліджуваного зразка за об'ємом. Розчин необхідно перемішувати після кожного додавання компонентів. Рекомендований час інкубації після додавання зразка становить 180 с;
- ($1 \pm 0,2$) частини відновлювального реагенту за об'ємом (С.3.4.). Необхідно перемішувати розчин після кожного додавання. Рекомендований час інкубації після додавання реагенту TON-2 становить 420 с;
- ($1 \pm 0,5$) частини реагенту NED (С.3.5.) за об'ємом. Необхідно перемішувати розчин після кожного додавання. Рекомендований час інкубації після додавання реагенту NED становить 300 с. Після останньої інкубації вимірюють абсорбцію при 540 нм.

ПРИМІТКА. Типовий діапазон калібрування для цього методу становить від 0,1 мг/л N до 6,0 мг/л N.

Для визначення нітратів потрібно відмінне значення нітритів (див. Додаток D) від результату, отриманого за допомогою цієї процедури.

6.5 Додаток D

Визначення нітритів

D.1 Принцип

У кислому середовищі нітрити реагують із сульфаніламідом та нафтил етилендіаміном (NED), утворюючи діазидну сполуку червоного кольору. Поглинання при 540 нм дозволяє виміряти вміст нітритів.

ПРИМІТКА. Цей метод базується на тому самому хімізмі процесу, що й у ISO 6777 [3].

D.2 Інтерференція

Висока лужність створює інтерференцію. Зразки з лужністю гідрокарбонату > 300 мг/л потрібно розводити, або додавати до них фосфорної кислоти перед аналізом, щоб забезпечити рН 1,9 після обробки хромогенним реагентом. Вільний хлор, хлораміни, високий рівень поліфосфату, заліза(III) або тіосульфату також можуть створювати перешкоди. Якщо є підозра на наявність будь-якого з цих перешкод у зразках, величину перешкод слід оцінити перед аналізом.

D.3 Реагенти

D.3.1 Реагент NED

У мірну колбу об'ємом 1 л обережно додайте 50 мл фосфорної кислоти $[\text{H}_2\text{PO}_4]$ (85%) до 500 мл води. Потім додають $(5,0 \pm 0,1)$ г сульфаніаміду $[\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}]$ та розчиняють. Після розчинення додають $(0,25 \pm 0,01)$ г N-(1-нафтил)етилендіаміну дигідрохлориду $[\text{C}_{12}\text{H}_{16}\text{Cl}_2\text{N}_2]$. Одержану суміш перемішують до повного розчинення компонентів та доливають водою до позначки. Цей розчин придатний для зберігання протягом 1 місяця в темній пляшці при температурі від 2°C до 8°C .

D.3.2 Первинний калібрувальний стандарт нітриту, $\rho(\text{N}) = 200$ мг/л.

Висушують нітрит натрію $[\text{NaNO}_2]$ протягом 1 години при температурі $(105 \pm 5)^\circ\text{C}$. Охолоджують в ексікаторі протягом 45 хвилин і розчинять $(0,985 \pm 0,001)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно в 750 мл води. Колбу заповнюють водою до позначки. Цей розчин витримують 1 місяць при температурі від 2°C до 8°C .

D.3.3 Первинний контрольний стандарт нітриту, $\rho(\text{N}) = 125$ мг/л.

Готують контрольний стандарт, використовуючи інший вихідний матеріал, ніж той, що використовувався для первинного калібрувального стандарту.

Наприклад, нітрит калію $[\text{KNO}_2]$ можна використовувати як вихідний матеріал. Нітрит калію висушують протягом щонайменше 2 годин при температурі $(105 \pm 5)^\circ\text{C}$. Охолоджують в ексікаторі протягом щонайменше 45 хвилин і розчиняють $(0,759 \pm 0,001)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно в

750 мл води та доливають водою до позначки. Цей розчин придатний для застосування протягом 3 місяців при температурі від 2 °С до 8 °С.

D.4 Процедура

D.4.1 Калібрування

Калібрувальна крива зазвичай першого порядку.

D.4.2 Аналіз

Температура інкубації знаходиться в межах від 20 °С до 40 °С. Приготуйте вимірювальний розчин, який зазвичай складається з наступного:

- максимум 5 частин зразка за об'ємом;
- 1 частина реагенту NED за об'ємом (D.3.1). Рекомендований час інкубації після додавання реагенту NED становить щонайменше 360 с. Перемішуйте розчин після кожного додавання. Після інкубації виміряйте абсорбцію при 540 нм.

ПРИМІТКА 1 Типовий діапазон калібрування для цього методу становить від 0,01 мг/л N до 0,6 мг/л N.

ПРИМІТКА 2 Компенсуючий розчин для власного кольору можна приготувати, виключивши сульфаніламід та N-(1-нафтил)етилендіаміну дигідрохлорид з реагенту NED (D.3.1). Див. також Додаток А.

6.6 Додаток Е

Визначення хлориду тіоціанатним методом

Е.1 Принцип

Хлорид реагує з тіоціанатом ртуті (II) (ртуті (II)) з утворенням неіонізованого (але розчинного) хлориду ртуті (II) та еквівалентної кількості вільного тіоціанату, який утворює червоний комплекс із залізом (III). Цей метод базується на тій самій хімії, що й у стандарті ISO 15682 [7].

Вміст хлоридів вимірюється при поглинанні за 480 нм.

Е.2 Інтерференція

Сполуки, що вивільняють вільний тіоціанат з тіоціанату ртуті (II), наприклад, бромід та йодид, будуть створювати перешкоди (інтерференції). Бромід спричиняє значні перешкоди вище 30 мг/л. Якщо концентрація перешкоди відома, її можна врахувати під час розрахунку. Сульфід перешкоджає і може бути усунений шляхом додавання 5 мл 30% перекису водню (комерційно доступний). Величину будь-яких підозрюваних перешкод слід оцінити перед аналізом.

Е.3 Реагенти

Е.3.1 Розчин тіоціанату ртуті (II) (ртуті), $\rho = 4,16$ г/л.

У мірній колбі об'ємом 100 мл необхідно розчинити $(0,416 \pm 0,001)$ г тіоціанату ртуті $[\text{Hg}(\text{SCN})_2]$ у 100 мл метанолу. Суміш потрібно добре перемішати та відфільтрувати за необхідності. Цей розчин є стабільним до 3 місяців, якщо зберігати його в темній пляшці при кімнатній температурі.

Е.3.2 Розчин нітрату феруму (заліза), $\rho = 202$ г/л.

У мірній колбі об'ємом 100 мл необхідно розчинити $(20,2 \pm 0,1)$ г нітрату феруму $[\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}]$ у 50 мл води. Обережно додайте $(4,44 \pm 0,04)$ мл концентрованої нітратної кислоти. Долити водою до позначки. Цей розчин є стабільним до 3 місяців, якщо зберігати його в темній пляшці при кімнатній температурі.

Е.3.3 Хромогенний реагент, СІ.

Потрібно відміряти (75 ± 1) мл розчину ртуті тіоціанату та (75 ± 1) мл розчину ферум нітрату у мірну колбу об'ємом 500 мл. Долити водою до позначки та перемішати. Цей розчин є стійким та придатним до використання протягом 3 місяців, при зберіганні у темній пляшці за кімнатної температури.

Е.3.4 Первинний калібрувальний стандарт хлориду, $\rho = 50$ г/л.

Висушують хлорид натрію $[\text{NaCl}]$ протягом 4 годин при температурі $(105 \pm 5)^\circ\text{C}$. Охолоджують сіль в ексікаторі протягом 45 хвилин і розчиняють $(41,21 \pm 0,01)$ г у мірній колбі об'ємом 500 мл приблизно у 350 мл води та

доливають водою до позначки. Цей розчин є стабільним до 3 місяців, якщо зберігати його при температурі від 2°C до 8°C.

Е.3.5 Первинний контрольний стандарт хлориду, $\rho = 15 \cdot \text{г/л}$.

Готують контрольний стандарт, використовуючи інший вихідний матеріал, ніж той, що використовувався для первинного калібрувального стандарту.

Наприклад, хлорид калію [KCl] може бути використаний як вихідний матеріал. Потрібно висушити сіль протягом щонайменше 2 годин при температурі $(105 \pm 5)^\circ\text{C}$. Охолодити сіль в ексікаторі протягом щонайменше 45 хвилин і розчинити $(31,54 \pm 0,01)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно у 250 мл води та долити водою до позначки.

Цей розчин є стабільним при зберіганні до 3 місяців при температурі від 2°C до 8°C.

Е.4 Процедура

Е.4.1 Калібрування

Калібрувальна крива зазвичай другого порядку.

Е.4.2 Аналіз

Температура інкубації знаходиться в межах від 20°C до 40°C. Процедура приготування вимірювального розчину складається з наступних етапів:

- 6 частин хромогенного реагенту, СІ за об'ємом (Е.3.3.). Час інкубації після додавання хромогенного реагенту, СІ, становить не менше 240 с;
- максимум 1 частина зразка за об'ємом. Рекомендований час інкубації після додавання зразка до реагенту становить 180 с.

Після останньої інкубації вимірюють абсорбцію при 480 нм.

ПРИМІТКА. Типовий діапазон калібрування для цього методу становить від 5 мг/л СІ до 400 мг/л СІ.

6.7 Додаток F

Визначення ортофосфату

F.1 Принцип

Фосфат реагує з молібдатом та сурмяно-калієвим тартратом у кислому середовищі. Утворений таким чином комплекс перетворюється на сполуку темно-коричневого кольору, при відновленні аскорбіновою кислотою. Вміст ортофосфату вимірюється при поглинанні 880 нм.

ПРИМІТКА. Цей метод базується на тому ж принципі, що й у ISO 6878.

F.2 Інтерференція

Арсенат має подібний колір до ортофосфату. Ці перешкоди можна усунути, відновивши арсенат до арсеніту. Високі концентрації силікату (> 5 мг/л), сульфідів (> 2 мг/л), нітриту (> 3 мг/л), хрому, заліза та міді (> 10 мг/л) також можуть перешкоджати. Якщо є підозра на наявність будь-якої із цих речовин, які викликають інтерференцію у зразках, концентрацію речовин, що заважають слід визначити перед аналізом.

F.3 Реагенти

F.3.1 Розчин молібдату амонію, $\rho = 40$ г/л.

У мірній колбі об'ємом 100 мл потрібно розчинити $(4,0 \pm 0,1)$ г молібдату амонію $[(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}]$ у 100 мл води. Цей розчин зберігається протягом 1 місяця, якщо його зберігати в поліетиленовій пляшці при температурі від 2°C до 8°C .

F.3.2 Розчин стибій-калію тартрату, $\rho = 3,2$ г/л.

У мірній колбі об'ємом 50 мл потрібно розчинити $(0,16 \pm 0,01)$ г тригідрату оксиду сурми (III) калію $[\text{C}_8\text{H}_4\text{K}_2\text{O}_{12}\text{Sb}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}]$ у 50 мл води. Цей розчин зберігається протягом 2 місяців, якщо зберігати його в поліетиленовій пляшці при температурі від 2°C до 8°C .

F.3.3 Розчин сірчаної кислоти, $\rho = (\text{H}_2\text{SO}_4)$ приблизно 250 г/л.

Потрібно обережно додати (70 ± 2) мл концентрованої сірчаної кислоти $[\text{H}_2\text{SO}_4]$ до 400 мл води в склянці об'ємом 500 мл та долити до 500 мл. Цей розчин зберігається протягом 1 року, якщо зберігати його при кімнатній температурі.

F.3.4 Розчин аскорбінової кислоти, $\rho = 18$ г/л.

У мірній колбі об'ємом 250 мл розчинити $(4,5 \pm 0,1)$ г аскорбінової кислоти $[\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6]$ у 250 мл води. Цей розчин стабільний протягом 1 тижня, якщо його зберігати в поліетиленовій пляшці при температурі від 2°C до 8°C .

F.3.5 Реагент молібдат-тартрат.

У поліетиленову пляшку потрібно додайте 75 мл розчину молібдату амонію (E.3.1) до 250 мл розчину сірчаної кислоти (E.3.3). Потім додати 25 мл

розчину стибій-калію тартрату (Е.3.2). Цей розчин придатний до використання протягом 2 місяців, якщо його зберігати в поліетиленовій пляшці в холодильнику.

Г.3.6 Хромогенний реагент, PO_4^{3-} .

У контейнері для реагентів потрібно змішати $(14 \pm 0,5)$ мл молібдат-тартратного реагенту (Е.3.5) з $(6 \pm 0,2)$ мл розчину аскорбінової кислоти (Е.3.4).

Готують розчин свіжим у день використання.

Г.3.7 Первинний калібрувальний стандарт фосфату, $\rho(\text{P}) = 100$ мг/л.

Потрібно висушити дигідрофосфат калію $[\text{KH}_2\text{PO}_4]$ протягом 2 годин при $(105 \pm 5)^\circ\text{C}$. Охолодити в ексикаторі протягом 45 хвилин і розчинити $(0,439 \pm 0,001)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно в 750 мл води. Розчин у колбі долити водою до мітки. Цей розчин придатний для зберігання до 3 місяців при температурі від 2°C до 8°C .

Г.3.8 Первинний контрольний стандарт фосфату, $\rho(\text{P}) = 30$ мг/л.

Приготувати контрольний стандарт потрібно, використовуючи інший вихідний матеріал, ніж той, що використовувався для первинного калібрувального стандарту.

Наприклад, динатрію гідрофосфат $[\text{Na}_2\text{HPO}_4]$ може бути використаний як вихідний матеріал. Потрібно висушити динатрію гідрофосфат протягом 2 годин при температурі $(105 \pm 5)^\circ\text{C}$. Охолодити в ексикаторі протягом 45 хвилин і розчинити $(0,1375 \pm 0,0002)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно у 750 мл води. Долити воду до мітки. Цей розчин придатний для зберігання до 3 місяців при температурі від 2°C до 8°C .

Г.4 Процедура

Г.4.1 Попередня обробка зразка

Для визначення загального вмісту фосфатів зразки спочатку розкладають відповідним методом.

ПРИМІТКА: Для розкладу можна використовувати ISO 6878 [4].

Г.4.2 Калібрування

Калібрувальна крива зазвичай першого порядку.

Г.4.3 Аналіз

Температура інкубації знаходиться між 30°C та 40°C . Потрібно приготувати вимірювальний розчин, який зазвичай складається з наступного:

- 6 частин зразка за об'ємом;
- 1 частина хромогенного реагенту, PO_4^{3-} , на 6 частин об'ємної частки зразка (Е.3.6). Потрібно перемішувати розчин після кожного додавання.

Рекомендований час інкубації після додавання хромогенного реагенту, PO_4^{3-} , становить 540 с.

Після інкубації вимірюють поглинання розчину при 880 нм.

ПРИМІТКА 1: Співвідношення між зразком та реагентом має підтримуватися постійним, інакше кінцеве значення рН буде неправильним. Це призведе до втрати чутливості.

ПРИМІТКА 2. Поглинання також можна вимірювати при 660 нм з нижчою чутливістю.

ПРИМІТКА 3. Типовий діапазон калібрування для цього методу становить від 0,01 мг/л Р до 1,00 мг/л Р.

ПРИМІТКА 4. Для компенсації внутрішнього кольору підходить розчин сірчаної кислоти (Е.3.3), розведений водою у співвідношенні 1:1. Див. також додаток А.

6.8 Додаток G

Визначення сульфату турбідиметричним методом

G.1 Принцип

Сульфат утворює осад з хлоридом барію в кислому середовищі. Отримана каламутність розчину вимірюється при 540 нм і є мірою вмісту сульфату.

G.2 Інтерференція

Високі концентрації карбонату, гідрокарбонату та хлориду можуть перешкоджати визначенню. Кремнезем у концентраціях > 500 мг/л буде перешкоджати. Різниця також може виникати з сильно забарвленими та/або каламутними зразками. Якщо є підозра на наявність будь-якого з цих інтерференцій (перешкод) у зразках, величину перешкод слід оцінити перед аналізом.

G.3 Реагенти

G.3.1 Турбідиметричний реагент.

У склянці потрібно розчинити приблизно 0,125 г желатину в гарячій воді (приблизно $80\text{ }^{\circ}\text{C}$) і перемішати протягом щонайменше 1 години. Потім розчин охолоджують та переносять у мірну колбу об'ємом 500 мл. Додають $(5,0 \pm 0,1)$ г хлориду барію $[\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}]$ та $(5,0 \pm 0,1)$ г хлориду натрію $[\text{NaCl}]$. Потім обережно додають $(2,5 \pm 0,1)$ мл концентрованої хлоридної кислоти та доливають води до позначки.

Цей розчин є стабільним при зберіганні до 1 тижня при температурі від $2\text{ }^{\circ}\text{C}$ до $8\text{ }^{\circ}\text{C}$.

G.3.2 Первинний калібрувальний стандарт сульфату, $\rho = 2000$ мг/л.

Потрібно висушити сульфат натрію $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ протягом 2 годин при температурі $(105 \pm 5)\text{ }^{\circ}\text{C}$. Потім розчинити $(2,957 \pm 0,001)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно у 250 мл води та долити водою до мітки.

Цей розчин є стабільним протягом 3 місяців при зберіганні за температури від $2\text{ }^{\circ}\text{C}$ до $8\text{ }^{\circ}\text{C}$.

G.3.3 Первинний контрольний стандарт сульфату, $\rho = 150$ мг/л.

Контрольний стандарт готують, використовуючи інший вихідний матеріал, ніж той, що використовувався для первинного калібрувального стандарту. Як вихідний матеріал можна використовувати, наприклад, сульфат амонію $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$. Потім висушують сульфат амонію протягом 2 годин при температурі $(105 \pm 5)\text{ }^{\circ}\text{C}$. Розчиніть $(0,2063 \pm 0,0002)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно у 250 мл води та долийте водою до позначки.

Цей розчин стабільний протягом 3 місяців, якщо зберігати його при температурі від $2\text{ }^{\circ}\text{C}$ до $8\text{ }^{\circ}\text{C}$.

G.4 Процедура

G.4.1 Калібрування

Калібрувальна крива зазвичай другого порядку.

G.4.2 Аналіз

Температура інкубації становить від 20 °С до 40 °С. Готують вимірювальний розчин, який зазвичай складається з наступного:

- максимум 1 частина зразка за об'ємом;
- 1 частина турбідиметричного реагенту за об'ємом (G.3.1). Потрібно перемішувати розчин після кожного додавання.

Рекомендований час інкубації після додавання турбідиметричного реагенту становить 240 с. Після інкубації визначають каламутність вимірювального розчину, вимірюючи поглинання при 540 нм.

ПРИМІТКА 1: Для турбідиметричного вимірювання можна використовувати різні довжини хвиль.

ПРИМІТКА 2: Типовий діапазон калібрування для цього методу становить від 5 мг/л SO_4^{2-} до 200 мг/л SO_4^{2-} .

ПРИМІТКА 3: Якщо колір зразка є експериментальним, можна використовувати іншу довжину хвилі. Або ж колір можна скоригувати, вимірявши абсорбцію зразка після змішування з водою у співвідношенні (1:1) замість турбідиметричного реагенту. Це значення віднімається від значення, отриманого за допомогою турбідиметричного реагенту.

6.9 Додаток Н

Визначення силікату

Н.1 Принцип

Молібдат утворює жовтий силікатний молібдатний комплекс з простими силікатами в кислому середовищі. Шляхом відновлення аскорбіною кислотою утворюється жовтий силікатний молібдатний комплекс. Щавлеву кислоту додають для протидії перешкодам, викликаним фосфатом. Поглинання при 810 нм є мірою вмісту силікату. Якщо фільтр 810 нм недоступний, дозволяється використовувати фільтр 820 нм або 880 нм.

ПРИМІТКА. Цим методом вилучається лише частина полімерних силікатних частинок. Результати слід вказувати як молібдат-реактивний силікат. Якщо потрібне вилучення всіх форм силікату, доцільно буде використовувати альтернативний метод.

Н.2 Інтерференція

Фосфат заважає визначенню, оскільки він також утворює кольорову сполуку з молібдатом. Цьому впливу протидіють додаванням щавлевої кислоти. Високі концентрації миш'яку, сульфідів та феруму також можуть впливати. Якщо є підозра на наявність будь-якого з цих компонентів у зразках, величину його впливу слід оцінити перед аналізом.

Н.3 Реагенти

Н.3.1 Розчин сульфатної кислоти, $C(H_2SO_4)$ приблизно 0,05 моль/л.

У склянку об'ємом 1 л потрібно обережно додайте $(2,8 \pm 0,1)$ мл концентрованої сульфатної кислоти $[H_2SO_4]$ до 1 л води. Цей розчин зберігається протягом 6 місяців при кімнатній температурі.

Н.3.2 Розчин молібдату амонію, $\rho = 10$ г/л.

У мірній колбі об'ємом 250 мл потрібно розчинити $(2,5 \pm 0,1)$ г молібдату амонію $[(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O]$ у 250 мл 0,05 моль/л сірчаної кислоти (Н.3.1).

Цей розчин зберігається протягом 2 місяців, якщо його зберігати в поліетиленовій пляшці при температурі від 2 °С до 8 °С.

Н.3.3 Розчин щавлевої кислоти, $\rho = 50$ г/л.

У мірній колбі об'ємом 250 мл потрібно розчинити $(12,5 \pm 0,2)$ г щавлевої кислоти $[C_2H_2O_4]$ у 250 мл води. Цей розчин зберігається протягом 2 місяців, якщо його зберігати в поліетиленовій пляшці при температурі від 2 °С до 8 °С.

Н.3.4 Розчин аскорбінової кислоти, $\rho = 18$ г/л.

У мірній колбі об'ємом 250 мл потрібно розчинити $(4,5 \pm 0,1)$ г аскорбінової кислоти $[C_6H_8O_6]$ у 250 мл води. Цей розчин зберігається протягом 1 тижня у поліетиленовій пляшці при температурі від 2 °С до 8 °С.

Н.3.5 Первинний калібрувальний стандарт, розчин сорбату, $\rho(\text{Si})=120$ мг/л.

Спочатку висушують гексафторосилікат натрію $[\text{Na}_2\text{SiF}_6]$ протягом 2 годин при температурі $(105 \pm 5)^\circ\text{C}$. Потім розчиняють $(0,804 \pm 0,001)$ г гексафторосилікату натрію в мірній колбі об'ємом 1 л приблизно у 250 мл води та долийте водою до позначки. Цей розчин стійкий до 6 місяців, якщо його зберігати в поліетиленовій пляшці при температурі від 2°C до 8°C .

Н.3.6 Первинний контрольний стандарт, розчин сорбату, $\rho = 76,3$ мг/л.

Контрольний стандарт готують, використовуючи інший вихідний матеріал, ніж той, що використовувався для первинного калібрувального стандарту. Гексафторосилікат калію $[(\text{K}_2\text{SiF}_6)]$, наприклад, може бути використаний як вихідна речовина. Потрібно висушити гексафторосилікат калію протягом 2 годин при температурі $(105 \pm 5)^\circ\text{C}$. Розчиніть $(0,598 \pm 0,001)$ г у мірній колбі об'ємом 1 л приблизно у 250 мл води та долийте водою до позначки. Цей розчин є стабільний до 6 місяців, якщо його зберігати в поліетиленовій пляшці при температурі від 2°C до 8°C .

Н.4 Процедура

Н.4.1 Калібрування

Калібрувальна крива зазвичай першого порядку.

Н.4.2 Аналіз

Температура інкубації знаходиться в межах від 20°C до 40°C .

Потрібно приготувати вимірювальний розчин, який зазвичай складається з наступних процедур:

- максимум 4 частин зразка за об'ємом;
- 2 частини розчину молібдату амонію за об'ємом (Н.3.2).

Розчин потрібно перемішувати після кожного додавання. Рекомендований час інкубації після додавання розчин амонію молібдату становить 180 с;

- $(1 \pm 0,2)$ частини розчину щавлевої кислоти за об'ємом (Н.3.3). Потрібно перемішувати розчин після кожного додавання. Рекомендований час інкубації після додавання розчину щавлевої кислоти становить 200 с;
- $(1 \pm 0,2)$ частини розчину аскорбінової кислоти за об'ємом (Н.3.4).

Потрібно перемішувати розчин після кожного додавання. Рекомендований час інкубації після додавання розчину аскорбінової кислоти становить 500 с. Після останньої інкубації виміряйте поглинання при 810 нм. Якщо фільтр 810 нм недоступний, дозволяється використовувати фільтр 820 нм або 880 нм.

ПРИМІТКА. Типовий діапазон калібрування для цього методу становить від 0,05 мг/л Si до 6,00 мг/л Si.

ДОДАТОК І

Відповідно до статті 5 Директиви (ЄС) 2020/2184 Європейського Парламенту та Ради від 16 грудня 2020 року про якість води, призначеної для споживання людиною (перероблена Директива щодо питної води), параметричні значення для хімічних показників наведені у Додатку І, Частина В.

Таблиця 1

Частина В — Хімічні параметри

Хімічний параметр	Параметричне значення	Одиниці виміру	Примітки та умови застосування
Акриламід	0,10	мкг/дм ³	Значення стосується залишкового мономера
Сурма	10	мкг/дм ³	
Миш'як	10	мкг/дм ³	
Бензол	1,0	мкг/дм ³	
Бенз(а)пірен	0,010	мкг/дм ³	
Бісфенол А	2,5	мкг/дм ³	
Бор	1,5	мг/дм ³	Для опрісненої води – до 2,4 мг/л
Бромат	10	мкг/дм ³	
Кадмій	5,0	мкг/дм ³	
Хлорат	0,25	мг/дм ³	До 0,70 мг/л за окремих методів дезінфекції
Хлорит	0,25	мг/дм ³	До 0,70 мг/л за окремих методів дезінфекції
Хром	25	мкг/дм ³	Перехідне значення до 12.01.2036 р.
Мідь	2,0	мг/дм ³	
Ціаніди	50	мкг/дм ³	
1,2-дихлоретан	3,0	мкг/дм ³	
Епіхлоргідрин	0,10	мкг/дм ³	Залишковий мономер
Фториди	1,5	мг/дм ³	
Галооцтові кислоти (сума)	60	мкг/дм ³	Сума п'яти галооцтових кислот
Свинець	5	мкг/дм ³	10 мкг/л до 12.01.2036р
Ртуть	1,0	мкг/дм ³	
Мікроцистин-LR	1,0	мкг/дм ³	За ризику цвітіння ціанобактерій
Нікель	20	мкг/дм ³	
Нітрати	50	мг/дм ³	Застосовується формула з нітритами

Нітрити	0,50	мг/дм ³	Застосовується формула з нітратами
Пестициди (кожен)	0,10	мкг/дм ³	
Пестициди (сума)	0,50	мкг/дм ³	
PFAS (сума переліку)	0,10	мкг/дм ³	Перелік у Додатку III
PFAS (загальна сума)	0,50	мкг/дм ³	
Поліциклічні ароматичні вуглеводні	0,10	мкг/дм ³	Сума визначених ПАВ
Селен	20	мкг/дм ³	До 30 мкг/л за регіональних умов
Тетрахлоретен + трихлоретен	10	мкг/дм ³	Сумарне значення.
Тригалогенметани (сума)	100	мкг/дм ³	Сума чотирьох ТГМ
Уран	30	мкг/дм ³	
Вінілхлорид	0,50	мкг/дм ³	Залишковий мономер

Джерело: Додаток I (Annex I), Частина В до Директиви (ЄС) 2020/2184. Юридично обов'язковий текст опубліковано в Official Journal of the European Union. Застосовується у поєднанні зі статтею 5 Директиви (параметричні значення).

ДОДАТОК 2

Показники питної та стічної води

Таблиця 1

Порівняння показників ДСанПіН та Директиви ЄС

№	Показник	Од. виміру	ДСанПіН 2.2.4-171-22	Директиви ЄС 2020
Санітарно-токсикологічні показники				
1.	Алюміній**	мг/дм ³	≤ 0,2	0,2
2.	Берилій*	мг/дм ³	≤ 0,0002	
3.	Бор**	мг/дм ³	≤ 0,5	1,5
4.	Бромати	мг/дм ³	≤ 0,01	0,01
5.	Кадмій**	мг/дм ³	≤ 0,001	0,005
6.	Кобальт**	мг/дм ³	≤ 0,1	
7.	Кремній**	мг/дм ³	≤ 10	
8.	Миш'як**	мг/дм ³	≤ 0,01	0,01
9.	Молібден**	мг/дм ³	≤ 0,07	
10.	Натрій**	мг/дм ³	≤ 200	
11.	Нікель	мг/дм ³	≤ 0,02	0,02
12.	Нітрати (за NO ₃)	мг/дм ³	≤ 50	50
13.	Нітрити**	мг/дм ³	≤ 0,5	0,5
14.	Ртуть*	мг/дм ³	≤ 0,0005	0,001
15.	Свинець**	мг/дм ³	≤ 0,01	0,005
16.	Селен**	мг/дм ³	≤ 0,01	0,020
17.	Стронцій**	мг/дм ³	≤ 7,0	
18.	Сурма (стибій)**	мг/дм ³	≤ 0,005	0,005
19.	Фториди**	мг/дм ³	0,7-1,5	1,5
20.	Хлорати	мг/дм ³	≤ 0,7	0,25
21.	Хлорити	мг/дм ³	≤ 0,7	0,25
22.	Хром загальний	мг/дм ³	≤ 0,05	0,25
23.	Ціаніди (загальна кількість усіх їх форм)**	мг/дм ³	≤ 0,05	
24.	Акриламід	мкг/дм ³	≤ 0,1	
25.	Багатоядерні ароматичні вуглеводні (сума концентрацій)	мкг/дм ³	≤ 0,1	0,1

26.	Бенз(а)пірен*	мкг/дм ³	≤ 0,005	0,010
27.	Бензол**	мкг/дм ³	≤ 1,0	1,0
28.	Вінілхлорид	мкг/дм ³	≤ 0,5	0,50
29.	Дибромхлорметан**	мкг/дм ³	≤ 10	
30.	1,2 - дихлоретан**	мкг/дм ³	≤ 3	2,0
31.	Епіхлоргідрин	мкг/дм ³	≤ 0,1	0,10
32.	Пестициди	мкг/дм ³	≤ 0,1	0,1
33.	Пестициди (сума)	мкг/дм ³	≤ 0,5	0,50
34.	Тригалогенметани (сума)	мкг/дм ³	≤ 100	100
35.	Тетрахлорвуглець**	мкг/дм ³	≤ 2	
36.	Трихлоретилен та тетрахлоретилен (сума) **	мкг/дм ³	≤ 10	10
37.	Формальдегід**	мг/дм ³	≤ 0,05	
38.	Хлороформ**	мкг/дм ³	≤ 60	
Фізико-хімічні показники				
39.	Загальна жорсткість*	ммоль/дм ³	≤ 7,0-10,0	
40.	Мідь	мг/дм ³	≤ 1,0	2,0
41.	Поліфосфати (за PO ₄ ³⁻)	мг/дм ³	≤ 3,5	
42.	Сухий залишок*	мг/дм ³	≤ 1000-1500	
43.	Хлор залишковий вільний	мг/дм ³	≤ 0,5	
44.	Нафтопродукти	мг/дм ³	≤ 0,1	
45.	Поверхнево активні речовини аніонні	мг/дм ³	≤ 0,5	
46.	Хлор залишковий зв'язаний	мг/дм ³	≤ 1,2	

ДОДАТОК 3

Таблиця 2

Вимоги до складу та властивостей стічних вод, що скидаються
до системи централізованого водовідведення

№	Показники якості стічних вод	Од. виміру	Максимально допустиме значення показника
1	Реакція середовища (рН)	од. рН	6,5 - 9,0
2	Температура	°С	+40
3	БСК _{повне}	мг/дм ³	згідно з проектом КОС або не більше 350,0
4	ХСК	мг/дм ³	500,0
5	Співвідношення ХСК:БСК ₅	-	< 2,5
6	Завислі речовини та речовини, що спливають	мг/дм ³	300,0
7	Азот (сума азоту органічного та амонійного)	мг/дм ³	50,0
8	Фосфор загальний (Р _{заг})	мг/дм ³	5,0
9	Нафта та нафтопродукти	мг/дм ³	10,0
10	Жири рослинні та тваринні	мг/дм ³	50,0
11	Хлориди (Cl ⁻)	мг/дм ³	350,0*
12	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	мг/дм ³	400,0*
13	Сульфід	мг/дм ³	1,5
14	СПАР аніонні	мг/дм ³	10,0
15	Феноли	мг/дм ³	0,25
16	Залізо (Fe)	мг/дм ³	3,0

*Ці показники зростають відповідно до вмісту зазначених солей у воді місцевого водопроводу

ДОДАТОК 4

Інфографіка узгодження законодавства України з нормативно-правовою базою ЄС щодо управління водними ресурсами



СПИСОК ІНФОРМАЦІЙНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Hapich, H., Novitskyi, R., Onopriienko, D., Dent, D., & Roubík, H. (2024). Water security consequences of the Russia-Ukraine war and the post-war outlook. *Water Security*, 21, 100167. <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100167>
2. Petrlik, J., Ismawati, Y., Jelinek, N., Grechko, V., & Maharani, A. (2024). Toxic Hot Spots in Java II. IPEN / Arnika – Toxics and Waste Programme. (звіт).
3. Javed, M., Didovets, I., Böhner, J., et al. (2023). Attributing historical streamflow changes in the Jhelum River basin to climate change. *Climatic Change*, 176, 149. <https://doi.org/10.1007/s10584-023-03628-8>
4. Афанасьєв, С.О. (2023). Вплив війни на гідроекосистеми України: Підсумки першого року повномасштабного вторгнення росії (огляд). *Гідробіологічний журнал*, 59(2), 3-19. <http://dx.doi.org/10.1615/Hy-drobJ.v59.i4.10>
5. European Parliament & Council of the European Union. (2024, June 24). Regulation (EU) 2024/1991 on nature restoration and amending Regulation (EU) 2022/869. *Official Journal of the European Union*, L 1991. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2024/1991/oj>.
6. European Environment Agency. (2024). Europe's state of water 2024: The need for improved water resilience (EEA Report No. 07/2024). Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/02236>
7. Хільчевський, В. К., & Забокрицька, М. Р. (2022). Особливості нормативного оцінювання якості води водних об'єктів для рекреаційних цілей в Україні. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, (1(63)), 40–53. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.1.4>
8. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (2009, 20 липня). Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів (Наказ № 389). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0767-09>
9. Міністерство охорони здоров'я України. (2010, 12 травня). Державні санітарні норм та правил “Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною” (Наказ № 400) <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10>
10. Міністерство охорони здоров'я України. (2022, 2 травня). Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних,

- господарсько-побутових та інших потреб населення (Наказ № 721).
<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22>
- 11.Мудра, К. (2025) Оцінка водного законодавства України та рекомендації щодо його гармонізації з практиками Європейського Союзу. WWF-Україна. 42 с.
 - 12.European Commission. (2025, November 4). Ukraine 2025 report: Commission staff working document accompanying the communication on EU enlargement policy (SWD(2025) 759 final).
https://enlargement.ec.europa.eu/document/download/17115494-8122-4d10-8a06-2cf275eecd7_en.
 - 13.Кабінет Міністрів України. Інформаційно-аналітичної система моніторингу виконання Угоди про асоціацію. «Пульт Угоди» <https://pulse.kmu.gov.ua/ua>
 - 14.Кабінет Міністрів України. (2022). Оприлюднені опитувальник ЄС та надані Україною відповіді для набуття статусу кандидата в ЄС.
<https://www.kmu.gov.ua/news/oprilyudneni-opituvalnik-yes-ta-nadani-ukrayinoyu-vidpovid-dlya-nabuttya-statusu-kandidata-v-yes>
 - 15.European Commission, Directorate-General for Neighbourhood and Enlargement Negotiations. (2023, November 8). Ukraine Report 2023. European Commission.
https://enlargement.ec.europa.eu/ukraine-report-2023_en
 - 16.European Commission, Directorate-General for Neighbourhood and Enlargement Negotiations. (2024, October 30). Ukraine Report 2024. European Commission.
https://enlargement.ec.europa.eu/ukraine-report-2024_en
 - 17.Кабінет Міністрів України. (2024) Звіт про виконання Угоди про асоціацію між Україною та ЄС за 2024 рік: загальний прогрес виконання Угоди за сферою навколишнє природне середовище та цивільний захист.
<https://www.kmu.gov.ua/storage/app/sites/1/55-GOEEI/.../zvit-pro-vikonannia-ugodi-pro-asociaciiu-za-2024-rik.pdf>
 - 18.Кабінет Міністрів України. (2025, March, 28) План заходів з виконання рекомендацій Європейської Комісії, представлених у Звіті про прогрес України в рамках пакета розширення ЄС 2024 року (Розпорядження № 300-р)
 - 19.Water Regulators Association. (n.d.). EU water acquis: A comprehensive guide.
<https://www.wareg.org/articles/eu-water-acquis-a-comprehensive-guide/>.
 - 20.Міністерство охорони навколишнього середовища та природних ресурсів України (н.д.) Плани управління річковими басейнами 2025-2030 роки
<https://mepr.gov.ua/diyalnist/plany/plany-upravlinnya-richkovymy-basejnamy-2025-2030-roky/>

21. European Parliament & Council of the European Union. (2000, October 23). Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>
22. European Parliament & Council of the European Union. (2007, October 23). Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2007/60/oj>
23. Council of the European Communities. (1991, May 21). Directive 91/271/EEC concerning urban waste-water treatment. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1991/271/oj>
24. European Parliament & Council of the European Union. (2020, December 16). Directive (EU) 2020/2184 on the quality of water intended for human consumption (recast). Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>
25. Council of the European Communities. (1991, December 12). Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1991/676/oj>
26. European Union. (2020, March 6). Long-term low greenhouse gas emission development strategy of the European Union and its Member States. UNFCCC. <https://unfccc.int/documents/210328>
27. European Parliament & Council of the European Union. (2006, December 12). Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2006/118/oj>
28. Council of the European Communities. (1986, June 12). Directive 86/278/EEC on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1986/278/oj>
29. European Parliament & Council of the European Union. (2006, February 15). Directive 2006/7/EC concerning the management of bathing water quality. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2006/7/oj>
30. European Parliament & Council of the European Union. (2008, June 17). Directive 2008/56/EC establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj>

31. European Parliament & Council of the European Union. (2020, May 25). Regulation (EU) 2020/741 on minimum requirements for water reuse. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/741/oj>
32. European Parliament & Council of the European Union. (2010, November 24). Directive 2010/75/EU on industrial emissions. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2010/75/oj>
33. European Parliament & Council of the European Union. (2008, December 16). Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj>
34. European Parliament & Council of the European Union. (2024, June 24). Regulation (EU) 2024/1991 on the restoration of nature and biodiversity in the Union. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2024/1991/oj>
35. European Commission. (2020, May 20). EU biodiversity strategy for 2030. https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en
36. European Parliament & Council of the European Union. (2020, June 18). Regulation (EU) 2020/852 on the establishment of a framework to facilitate sustainable investment. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/852/oj>
37. European Commission. (2020, March 11). A new circular economy action plan for a cleaner and more competitive Europe (COM (2020) 98 final). <https://eur-lex.europa.eu/eli/com/2020/98>
38. European Commission. (2021, May 12). Towards zero pollution for air, water and soil: EU action plan (COM (2021) 400 final). https://environment.ec.europa.eu/strategy/zero-pollution-action-plan_en
39. European Commission. (2019, December 11). The European Green Deal (COM (2019) 640 final). https://commission.europa.eu/publications/european-green-deal_en
40. European Commission. (n.d.). European strategy on water resilience. https://environment.ec.europa.eu/strategy/water-resilience_strategy_en
41. Кабінет Міністрів України. (2024). Постанова Кабінету Міністрів України № 1077-р «Про затвердження планів управління річковими басейнами Дніпра та Дону на 2025–2030 роки» <https://zakon.rada.gov.ua/go/1077-2024-%D1%80>
42. Chapman, D. V. (Ed.). (2021). Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003062103>

43. American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2023). Standard methods for the examination of water and wastewater (24th ed.). APHA Press. <https://www.wef.org/resources/publications/books/StandardMethods/>
44. Langhammer, J. (2009). Water quality changes in the Elbe River basin, Czech Republic, in the context of post-socialist economic transition. *GeoJournal*, 75(2), 185–198. <https://doi.org/10.1007/s10708-009-9292-7>
45. Czech Office for Standards, Metrology and Testing. (n.d.). ČSN 75 7221: Water quality – Classification of surface water quality. <https://www.technickenormy.cz/en/csn-75-7221-kvalita-vod-klasifikace-kvality-povrchovych-vod/>
46. World Health Organization. (2017). Guidelines for drinking-water quality (4th ed.). WHO.
47. Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (Eds.). (1993). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall.
48. Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and Wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (2nd ed.). U.S. Environmental Protection Agency.
49. Paerl, H. W., Fulton, R. S., Moisaner, P. H., & Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World Journal*, 1, 76–113. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.16>
50. Pivokonský, M., Čermáková, L., Novotná, K., Peer, P., Cajthaml, T., & Janda, V. (2018). Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the Total Environment*, 643, 1644–1651. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>
51. World Health Organization. (2019). Microplastics in drinking-water. WHO. <https://iris.who.int/handle/10665/326499>
52. International Organization for Standardization. (2024). ISO 17294-1:2024 Water quality — Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) — Part 1: General requirements. ISO. <https://www.iso.org/standard/81328.html>
53. Organisation for Economic Co-operation and Development. (2023). Endocrine-disrupting chemicals in mineral water: Monitoring and water quality regulation (OECD Studies on Water). OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/5696d960-en>
54. European Chemicals Agency. (2021). Endocrine disruptors: An overview. <https://echa.europa.eu/hot-topics/endocrine-disruptors>

55. Petrlik, J., Jelínek, N., Černochová, M., Skalský, M., & Polák, M. (2024). First study of sediment contamination of the Kakhovka Reservoir: Extended version. Arnika; Clean Air for Ukraine. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.26012.71043>
56. Committee of the Regions (CoR). (n.d.). Poland – Water Management. Retrieved from <https://portal.cor.europa.eu/divisionpowers/Pages/Poland-Water-Management.aspx>
57. Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie. (n.d.). Legislation — Acts of law: Water Law Act (Prawo wodne). Retrieved from <https://kzgw.gov.pl/index.php/en/legislation/regulations>
58. Ministry for Ecological Transition. (n.d.). Water management in France. Government of France. <https://www.ecologie.gouv.fr/politiques-publiques/gestion-leau-france>
59. German Environment Agency (Umweltbundesamt). (n.d.). National water strategy of Germany. <https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/water/water-resource-management/nationale-wasserstrategie>
60. Shrestha, G. (2023). Current monitoring system of groundwater and surface water in Japan, and existing problems. In Report of the CCOP–GSJ–DGR Groundwater Project Phase IV Meeting (pp. 25–28). Bangkok, Thailand. https://www.gsj.jp/data/ccop-gsj/CCOP-GSJ_DOC_GW12_2023.pdf
61. International Commission for the Protection of the Danube River. (2021). Danube River Basin Management Plan: Update 2021. ICPDR. https://www.icpdr.org/sites/default/files/nodes/documents/ic231_dr bmp_update_2021_final_clean.pdf
62. European Commission. (2021). Water quality monitoring — Czech Republic (SWD(2021) 1001 final). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52021SC1001>
63. Water4All Partnership. (n.d.). Soil and water research infrastructures in the Czech Republic. <https://www.water4all-partnership.eu/research-infrastructures/czech-republic/soil-and-water-ri>
64. Ministry of the Environment of the Czech Republic & Ministry of Agriculture of the Czech Republic. (2009). Water in the Czech Republic at a glance: Water monitoring. https://www.mzp.cz/system/files/2025-03/Voda_CR_v_kostce-2009.pdf
65. Department for Environment, Food & Rural Affairs. (2013). Catchment-based approach: Improving the quality of our water environment (Policy paper PB13934).

- GOV.UK. <https://www.gov.uk/government/publications/catchment-based-approach-improving-the-quality-of-our-water-environment>
66. United States Environmental Protection Agency. (n.d.). Great Lakes Water Quality Agreement (GLWQA). <https://www.epa.gov/glwqa/what-glwqa>
67. National Mission for Clean Ganga. (n.d.). Namami Gange programme. Government of India. <https://nmcg.nic.in/NamamiGanga.aspx>
68. Murray–Darling Basin Authority. (2024). Annual report 2023–24. Commonwealth of Australia. <https://www.parliament.qld.gov.au/Work-of-the-Assembly/Tabled-Papers/docs/5825T0322/5825t322.pdf>
69. European Environment Agency. (n.d.). Water Information System for Europe (WISE): Water quality data. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-water-quality>
70. European Environment Agency. (n.d.). Overview of SoE monitoring stations [Interactive map]. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/explore-interactive-maps/overview-of-soe-monitoring-stations>
71. International Commission for the Protection of the Danube River. (n.d.). ICPDR. <https://www.icpdr.org>
72. International Commission for the Protection of the Rhine. (n.d.). ICPR. <https://www.iksr.org>
73. Мітрянська, О. П., Смирнов, В. М., Марійчук, Р. Т., & Чвир, В. А. (2024). Європейський зелений вимір (Ред. О. Мітрянська). Чорноморський національний університет імені Петра Могили. 471 с.
74. <https://livingplanet.org.ua/en/news/v-ukrajini-prijnyati-pershi-evropejski-standarti-u-sferi-kontrolyu-yakosti-vod-i-vodnikh-obektiv>