

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
Уманський державний педагогічний університет імені Павла Тичини

**ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ  
БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА ЯКОСТІ ВОДНИХ РЕСУРСІВ  
ЦЕНТРАЛЬНОЇ ЧАСТИНИ ПІВДЕННОГО БУГУ**

Колективна монографія

**За редакцією С. В. Совгіри**

Умань  
Видавець «Сочінський М. М.»  
2021

УДК 556.53(477)(282.247.318)

E45

**Авторський колектив:** Совгіра С. В., Душечкіна Н. Ю., Горбатюк Н. М., Новікова Т. П., Галушко С. М., Давискиба В. В., Мандебура С. В.

**Рецензенти:**

*Петрук В. Г.*, Заслужений природоохоронець України, доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології та екологічної безпеки Вінницького національного технічного університету;

*Миколайко В. П.*, доктор сільськогосподарських наук, професор, декан природничо-географічного факультету Уманського державного педагогічного університету імені Павла Тичини;

*Ткач Є. Д.*, доктор біологічних наук, старший дослідник, заступник завідувача відділу агроекології і біобезпеки Інституту агроекології і природокористування НААН України.

*Рекомендовано до друку Вченою радою*

*Уманського державного педагогічного університету імені Павла Тичини  
(протокол №4 від 26 жовтня 2021р.)*

**E45** **Екологічний моніторинг біорізноманіття та якості водних ресурсів** центральної частини Південного Бугу : колективна монографія / С. В. Совгіра, Н. Ю. Душечкіна, Н. М. Горбатюк [та ін.]; за ред. С. В. Совгіри; МОН України, Уманський держ. пед. ун-т імені Павла Тичини. – Умань : Видавець «Сочінський М. М.», 2021. – 212 с.

**ISBN 978 -966-304-428-6**

У колективній монографії подано характеристику досліджень науковців за 2017-2021 роки. Висвітлено дослідження екологічного стану басейнів малих річок Центрального Побужжя та їх біорізноманіття, водно-болотних ландшафтів Центрального Побужжя, здійснено мультиспектральний екологічний моніторинг параметрів пігменту фітопланктону у водному середовищі, проведено вимірювання фізико-хімічних властивостей водних розчинів методом віскозиметрії, розглянуто показники якості питної води, проведено визначення вмісту важких металів у водних об'єктах території залізничного полотна та джерел хімічного забруднення водних ресурсів середньої частини Південно-Бузького екологічного коридору.

Рекомендовано для здобувачів вищої освіти та викладачів екології, хімії, біології закладів вищої освіти.

**УДК 556.53(477)(282.247.318)**

## ЗМІСТ

ВСТУП	4
РОЗДІЛ 1. ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ БАСЕЙНІВ МАЛИХ РІЧОК ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОБУЖЖЯ ТА ЇХ БІОРІЗНОМАНІТТЯ	7
РОЗДІЛ 2. ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДНО-БОЛОТНИХ ЛАНДШАФТІВ ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОБУЖЖЯ	28
РОЗДІЛ 3. МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ПАРАМЕТРІВ ПІГМЕНТУ ФІТОПЛАНКТОНУ У ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ	69
РОЗДІЛ 4. ВИМІРЮВАННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ МЕТОДОМ ВІСКОЗИМЕТРІЇ	83
РОЗДІЛ 5. ПОКАЗНИКИ ТА КРИТЕРІЇ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ	116
РОЗДІЛ 6. ВИЗНАЧЕННЯ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ ТЕРИТОРІЇ ЗАЛІЗНИЧНОГО ПОЛОТНА СЕРЕДНЬОЇ ЧАСТИНИ ПІВДЕННО-БУЗЬКОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОРИДОРУ	142
РОЗДІЛ 7. ВИЗНАЧЕННЯ ДЖЕРЕЛ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ ЦЕНТРАЛЬНОЇ ЧАСТИНИ ПІВДЕННО- БУЗЬКОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОРИДОРУ	177
ВИСНОВКИ	208

## ВСТУП

Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища» (ст. 20, 22) передбачено створення державної системи моніторингу довкілля та проведення спостережень за станом навколишнього природного середовища, рівнем його забруднення.

Моніторинг передбачає виявлення змін, а також оцінки: ефективності використання угідь, полів, ділянок; процесів, пов'язаних зі змінами родючості ґрунтів (розвиток водної й вітрової ерозії, втрата гумусу, погіршення структури ґрунту, заболочення і засолення), заростання сільськогосподарських угідь бур'янами, забруднення земель пестицидами, важкими металами, радіонуклідами та іншими токсичними речовинами.

Проведене дослідження в рамках кафедральної теми «Дослідження біологічного, ландшафтного різноманіття та вивчення і покращення екологічного стану водних ресурсів Центрального Побужжя» (0111U007558) здійснювалося упродовж 2017-2021 років у напрямі аналізу екологічного моніторингу біорізноманіття та якості водних об'єктів центральної частини Південно-Бузького екокоридору.

Моніторинг біологічного різноманіття є найголовнішим інструментом отримання якісних даних стосовно стану окремих рівнів біологічної організації, умов їх життя, сукцесійних змін в екосистемах, прогнозів на майбутнє, а також сталого використання окремих біологічних ресурсів.

Зникнення видів тварин і рослин через діяльність людини є однією із глобальних екологічних проблем. Першим кроком до її вирішення є споглядання (дослідження, стеження, моніторинг) за змінами чисельності та розповсюдженням видів. За його результатами будують природоохоронну діяльність – міжнародні та національні програми, практичні заходи тощо. За даними моніторингу оцінюють ефективність вжитих заходів, і у разі потреби здійснюють їх корегування.

В Україні напрям охорони біорізноманіття широко представлений у законодавстві ще з перших років незалежності, коли

були розроблені закони про природно-заповідний фонд, рослинний і тваринний світ та започатковано ведення Червоної книги України і Зеленої книги України. Україна підписала Рамкову конвенцію ООН про охорону біорізноманіття (1992) та одинадцять інших міжнародних угод у сфері біорізноманіття. Близько 7% площі держави включено до складу територій природно-заповідного фонду. Україна також розпочала формування Смарагдової мережі (Emerald Network) як частини адаптації України до законодавства Європейського Союзу. Охорона біорізноманіття є важливою частиною Закону України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року», Цілей сталого розвитку та інших програмних документів.

Основним чинником антропогенного навантаження на поверхневі водні ресурси є значні обсяги як споживання води в економічній діяльності, так і скидів забруднених вод.

Державний моніторинг поверхневих вод є складовою частиною державної системи моніторингу довкілля і здійснюється в системі Державного агентства водних ресурсів України згідно із ст. 16 Водного кодексу України, постанови Кабінету Міністрів України від 19.09.2018 № 758 «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод», № 391 від 30.03.1998 «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля».

Україна належить до однієї з найменш водозабезпечених країн Європи, крім того ресурси поверхневих вод розподілені по території країни дуже нерівномірно. Величина річкового стоку місцевого формування на 1км<sup>2</sup> площі – важливий показник природного забезпечення водними ресурсами.

У Водній стратегії України до 2025 року (наукові основи) серед основних водних проблем виділяють: природний дефіцит водних ресурсів, а також їх нерівномірний розподіл по території та в часі; виснаження водних ресурсів внаслідок великого обсягу водозабору для господарських потреб; значний обсяг забруднюючих речовин, що надходять у річки; надмірне регулювання річкового стоку, що спричиняє додаткові втрати води на випаровування, уповільнення водообміну і, як наслідок, погіршення якості води і деградації русел.

Державний моніторинг масивів поверхневих вод складається з діагностичного, операційного та дослідницького моніторингу, що здійснюється за біологічними, фізико-хімічними, хімічними та гідроморфологічними показниками з метою встановлення екологічного стану масивів поверхневих вод.

Авторами колективної монографії здійснено певний внесок у дослідження біологічного різноманіття та якості водних ресурсів центральної частини Південного Бугу. У розділі 1 досліджено екологічний стан басейнів малих річок Центрального Побужжя та їх біорізноманіття (Совгіра С. В.), розділі 2 – водно-болотних ландшафтів Центрального Побужжя (Душечкіна Н. Ю., Новікова Т. П.), розділі 3 здійснено мультиспектральний екологічний моніторинг параметрів пігменту фітопланктону у водному середовищі (Мандебура С. В.), розділі 4 – вимірювання фізико-хімічних властивостей водних розчинів методом віскозиметрії (Галушко С. М.), розділі 5 розкрито методику визначення якості води (Давискиба В. В.), розділі 6 проведено визначення вмісту важких металів у водних об'єктах території залізничного полотна середньої частини Південно-Бузького екологічного коридору (Совгіра С. В.), розділі 7 – джерел хімічного забруднення водних ресурсів центральної частини Південно-Бузького екологічного коридору (Горбатюк Н. М.)

## Розділ 1.

# ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ БАСЕЙНІВ МАЛИХ РІЧОК ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОБУЖЖЯ ТА ЇХ БІОРИЗНОМАНІТТЯ

*Проблеми дослідження екологічного стану басейнів малих річок.* Особливістю формування стоку малих річок є їх тісний зв'язок з ландшафтом басейну, що обумовлює їх вразливість при надмірному використанні не лише водних ресурсів, а й водозбору. Малі річки виконують функції регулятора водного режиму ландшафтів, підтримуючи рівновагу і перерозподіл вологи. Вони визначають також гідрологічну і гідрохімічну специфіку середніх і великих річок.

Для України використання малих річок завжди мало велике значення. У останні десятиліття відзначається інтенсивне зростання водокористування на малих річках, що призвело до погіршення якості води та гідрологічного режиму. Значно збільшилося безповоротне водоспоживання. У окремих регіонах через неконтрольний забір води багато малих річок пересихають, замулюються і взагалі зникають.

Антропогенний вплив на малі річки обумовлений господарською діяльністю, яка здійснюється і в межах водозбірних басейнів, і на самих водотоках. Дренажні води, що скидаються з меліоративних систем, в основному неочищені, викликають «цвітіння» малих річок в літній період і погіршують якість води.

До недавнього часу основним джерелом забруднення малих річок були відпрацьовані промислові та комунальні стічні води. Створення відстійників, очисних споруд знизило ступінь забруднення цієї категорії стічних вод. У той же час зросла частка забруднених вод, які формуються в межах водозбірних басейнів малих річок. Це перш за все поверхневий стік з сільськогосподарських угідь, що містить мінеральні добрива, отрутохімікати та біогенні речовини.

У зв'язку з цим в останні роки різко зріс інтерес до екологічного стану малих річок. Малі річки міліють, стають несудноплавними. В. Докучаєв ще в ХІХ столітті ретельно дослідив матеріали з обміління річок і прийшов до висновку, що дійсно на окремих ділянках глибина в руслах річок зменшується, але це не пов'язано зі

зниженням водності річок. У річці з часом відбувається перерозподіл донних відкладень – одні ділянки замулюються, інші – розмиваються. Це природний процес. Але в ХХ столітті вилучення води з річок на зрошення, промислові та побутові потреби, перекидання води в інші річкові системи призвело до обміління і загибелі багатьох річок.

За даними Європейського Агентства навколишнього середовища [24], в Бельгії, Англії, Данії, Уельсі, тільки 20% річок не зазнали антропогенного втручання. В інших значно змінюються процеси руслоформування, морфологія і динаміка русел. В свою чергу, це впливає на характеристики водного потоку і якості води, стан заплав та берегових схилів, причому, як зазначають К. Беркович, О. Іванова [3], антропогенна складова іноді на порядок перевищує природні зміни.

Раніше малу річку розглядали з позицій відокремленого водотоку з гідробіологічними, гідрохімічними і гідрологічними процесами, що відбуваються в ньому.

Разом тим, екосистеми малих річок пройшли тривалий еволюційний шлях – відбулася їх «урбанізація», в результаті якої сформувалася їх структура (рівень продуктивності, обмін речовини й енергії), виникли і закріпилися взаємозв'язки між окремими компонентами. Екосистемам малих річок, як зрілим біологічним системам властиві процеси утворення органічної речовини і її деструкції, які можуть існувати тільки у взаємозв'язку.

У часовому розрізі проблема екологічного стану малих річок постала ще на початку 80-х рр. Саме в цей час починаються активні дослідження малих річок, які проводяться і сьогодні. Значна їх частина сконцентрована в ЗВО, що займаються вивченням екологічного стану русел малих річок прилеглих регіонів. Дослідження руслових процесів малих річок України проводяться вченими Київського університету (О. Ободовський, Є. Цайтц, І. Шуляренко), їх гідрологічний режим вивчається в Українському науково-дослідному гідрометеорологічному інституті, Інституті водно-екологічних проблем. Малі водотоки центральних регіонів країни перебувають під увагою вчених Вінницького педагогічного університету (Г. Денисик, В. Воловик, А. Гудзевич), Уманського педагогічного університету (Г. Гончаренко, О. Лаврик, С. Совгіра),



західних регіонів – Львівського університету (І. Ковальчук, П. Штойко). Серед дослідників інших країн необхідно виділити В. Нікору, Н. Арнаута (Молдова), В. Широкова (Беларусь), А. Огієвський, М. Львович, Б. Зайков, А. Доманицький (Росія).

Науковці вважають, що річка є складною і вразливою екосистемою. Її складність зумовлена багатокomпонентністю та ярусністю біоти: зона наземно-водних рослин, занурених рослин і рослин з плаваючим листям. Крім цього, тут функціонують планктон, бентос, перифітон. Багатогранна взаємодія між берегом, водою і мулистими відкладами значно ускладнює колообіг речовин та енергії навіть у межах екосистем. Уразливість компонентів екосистеми зумовлена тим, що на невеликому, вузькому просторі, зайнятому річищем річки, концентрується стік з усієї водозбірної площі. Стан екосистем річки є інтегральним показником кількості й якості стоку в даному басейні. За цим показником можна судити про функціональну активність інших екосистем та величину антропогенного навантаження. Обмін речовин і перетворення енергії в річці пов'язані з такими процесами в інших компонентах екосистем настільки тісно, що створюється цілісна екосистема басейну річки. Проте у річці існує ще специфічний обмін речовин, з власним набором або співвідношенням гідробіонтів, власним трофічним ланцюгом, трофічними рівнями та пов'язаними з ними процесами самоочищення води.

Останнім часом, як зазначають Т. Александрова, К. Беркович, Дж. Гор, П. Мазуркін, особливу тривогу викликає стан річок та їх басейнів, що піддаються інтенсивному антропогенному впливу [1; 4; 10; 13; 14]. Малі річки беруть участь у формуванні більшої частини водних ресурсів, що вказує на їх важливу гідрологічну і водогосподарську роль. Тому площа водозбору стає однією з визначальних у процесі оцінки природних ресурсів, зміни їх кількості та якості, обґрунтування господарських заходів [1; 5; 7; 10; 14; 22].

Досліджуючи руслові процеси малих річок, Н. Арнаут, А. Науменко, В. Нікора, А. Парфенов, А. Чернов пропонують у першу чергу звертати увагу на їх загальні особливості. Ними встановлено, що процеси руслоформування малих водотоків мають свої особливості. Через їх невисокий енергетичний потенціал руслові

процеси на малих річках підлягають впливу значно більшого числа чинників, ніж на великих та середніх. Зміна літології корінних порід вздовж долини річки, яка може відобразитися на конфігурації значних річок, призводить до суттєвих змін їх морфології. Склад заплавних відкладів малих водотоків безпосередньо залежить від будови корінних берегів долини. Русло малої річки рідко притиснуте до високого корінного берегу через конуси виносу ярів тощо [17; 20; 21].

Науковці переконані, що без всебічного й комплексного вивчення екологічного стану річок, особливо малих, і впровадження невідкладних заходів не можна запобігти розпаданню та деградації екосистем річок, а отже, і навколишнього середовища, в якому.

Ряд вчених (Г. Бутаков, В. Голосов, А. Дєдков, Н. Іванова) підкреслюють, що знищення природної рослинності, активне розорювання ґрунтів призводить до посилення ерозійно-аккумулятивних процесів у басейнах річок, зростання інтенсивності площинного змиву. В. Голосов, Н. Іванова [9], аналізуючи природні та антропогенні чинники, що впливають на деградацію водотоків, наводять величину граничної розораності, яка, на їхню думку, не призводить до порушення нормального функціонування екосистем – 20–30% від загальної площі водозбору. В результаті більш значного розорювання в русловий потік потрапляє така кількість твердого матеріалу, що малі ріки не здатні його транспортувати і це призводить до акумуляції наносів у руслах малих річок, їх замулення та деградації. Як зазначають Г. Бутаков, А. Дєдков та ін. [6] замулення річок погіршує їх живлення підземними водами, що сприяє деградації екосистем.

Ряд вчених, серед них І. Джуха, О. Ободовський, В. Широков [20], відмічають негативний вплив на русловий режим малих водотоків проведення меліоративних робіт у їх басейнах та регулювання стоку. Так, осушення боліт призводить до погіршення живлення малих річок, а нерідко і до відмирання їх верхів'я.

Кількісна оцінка деградації малих річок на прикладі флювіальних систем Західного Поділля пропонується І. Ковальчуком [11]. Автор, на основі картометричного аналізу різночасових карт, польових досліджень, вивчення архівних та інших джерел, виявлені тенденції

зміни річкових систем, оцінені масштаби деградації малих річок, встановлені причини та чинники, що обумовлюють погіршення екологічної ситуації. Встановлено, що для 30-35% водотоків I-го та II-го порядків за останні 150 років характерне зменшення довжини. Темпи відмирання водотоків, зменшення сумарної їх протяжності, яке іноді досягає 30%, нарощуються з наближенням до сьогодення.

Досліджуючи ступінь деградації малих річок, Г. Бутаков та ін. [15] відмічають, що у значній мірі цей процес залежить від геолого-геоморфологічної будови території та природної зони. Найменше деградують малі річки, що протікають по височинах із значним розчленуванням рельєфу та неглибоким заляганням кристалічних порід. Найбільш деградованими є малі річки, що протікають у депресивних формах – низовинах. Хоча, з іншого боку, Г. Ларіонов, Р. Чалов [12], Н. Чернов [21] надають великого значення умовам стоку наносів: якщо основним джерелом надходження наносів у річку з площі водозбору є талі води, то помітного замулення русел не спостерігається, бо максимум виносу співпадає із періодом найбільшої транспортуючої здатності потоку. Зовсім протилежним є стан у районах, де головним чинником ерозії є дощовий стік.

Дослідженням річкових систем займалися багато вчених: С. Вендров, К. Воскресенський, А. Доманицький, Б. Зайков, І. Ковальчук, М. Львович, А. Огієвський та ін.

Т. Александрова, Г. Воропаєв, Л. Михайлов, Б. Фельдман доводять, що недостатня увага приділялася вивченню гідрологічного режиму малих річок, аналізу зв'язків гідрології річок з характером водозбірної площі, відновлення даних про площу водозбору і обрахунків за цими даними стоку [1; 8; 15].

Досліджуючи особливості руслових процесів на малих річках, які зазнали такого впливу, як спрямлення та обвалування, Н. Арнаут, В. Нікора та ін. [17; 18], розглядаючи дію антропогенних чинників у часі, відзначають, що графічно її можна подати у вигляді зростаючої функції, яка в момент спрямлення та обвалування русел на значній довжині, набуває різкого зламу вгору, який характеризує якісні зміни у русловому режимі.

Над методами визначення гідрометеорологічних характеристик річок та їх басейнів працювали В. Водогрецький, Г. Желєзняков,

П. Кузін, та ін. науковці. Вивченням закономірності будови річкової мережі займалися Н. Ржаніцин, А. Страхлер, Р. Хортон та інші дослідники.

Вивчаючи горизонтальні руслові деформації малих річок басейну Південного Бугу нами було зроблено спробу кількісної оцінки антропогенного навантаження на їх русло. Для цього використано методику К. Беркович та ін. [3; 4], яка розроблена для вивчення екологічної напруженості в руслах річок і полягає в тому, що кожне явище, яке характеризує екологічну напруженість, оцінюється в балах. Збільшення балів відповідає її зростанню: відсутність негативних для людини наслідків природного розвитку русла або його незмінність господарською діяльністю кодується в 0 балів; максимальне виявлення на річці негативних змін відповідає найвищому балу. Введення такого підходу дозволяє оцінити сумарне антропогенне навантаження на русло річок, дає змогу виконувати порівняння річок за цією характеристикою і навіть картографувати антропогенний вплив на процеси руслоформування в басейні Південного Бугу.

Антропогенне навантаження оцінено за такими видами господарської діяльності: регулювання стоку; обвалування русел річок; кар'єрні розробки; водна меліорація; замулення та деградація річкових русел. Аналізуючи вплив господарської діяльності на переформування малих річок з використанням методів математичної статистики, встановлено, що для малих річок спостерігається тенденція до зменшення інтенсивності горизонтальних руслових деформацій та стабілізації русел із зростанням навантаженості. Такі висновки повністю і підтверджують викладені вище розробки інших авторів, які відмічають затухання переформувань русел малих річок із зростанням ступеня господарського освоєння басейнів.

Історія розвитку водного господарства показує поступовий відхід його з позицій господарського використання. Такі зміни відбувалися без будь-якого поліпшення наукових розробок з підвищення уваги до охорони річок.

Проектування природоохоронних споруд на малих річках виконували Н. Захаровська, Є. Овчаров, В. Сапцин та інші. Моделювання процесів водотоків розглянуто в працях Л. Бельдєєва,

Ю. Дмитрієва, А. Поздєєва, М. Пулян, А. Цхай та інших. Багато вчених працюють в напрямі екологічного оздоровлення річок та їх басейнів: Н. Дандра, Н. Калініченко, А. Косолапов, С. Львова, В. Пазина та інші.

В. Алтунін та ін. [2], вирішуючи завдання відновлення екосистем малих водотоків підкреслюють, що головним шляхом для цього має бути усунення причини негативної дії. Так, серед подібних заходів доцільним є відновлення природного рельєфу русла та розчистка водоносних горизонтів; корисно утримувати надлишок наносів верховими ставками, які можна влаштовувати в ярах. Пропонується також влаштування водосховищ на беззаплавних ділянках у вигляді копанок.

Аналіз сучасного стану якості річкових вод з урахуванням економічного розвитку того або іншого регіону та впливу на них господарської діяльності дозволив спеціалістам Українського науково-дослідного інституту водогосподарсько-екологічних проблем (УНДІВЕП) здійснити розрахунки для визначення мінімальних змін забруднення для того, щоб якість води для річок Карпат та Полісся довести до III-го, а для річок Лісостепу і Степу – до IV-го класу [23].

В УНДІВЕП здійснено оцінку використання земельних і водних ресурсів у басейнах річок, якості їх вод та радіоактивного забруднення за методикою «Басейн малої річки» [16]. Із досліджених 62 басейнів річок стан тільки одного з них (р. Вірка) класифікується як «зміни незначні». Це мала річка у Поліссі з хорошими показниками використання річкового стоку, близькими до норми показниками використання земельних ресурсів та з III класом якості води. Радіоактивне забруднення оцінюється як «задовільне».

Як «задовільний» оцінено екологічний стан басейнів шести річок (10%), як «поганий» – 25 (40%), «дуже поганий» – 19 (31%) та «катастрофічний» – 11 (18% усіх досліджених річок).

Отже, екологічний стан басейнів 88% річок класифікується як «поганий», «дуже поганий» та «катастрофічний» [23].

Результати проведених комплексних досліджень свідчать, що посилення антропогенного тиску призвело до знищення природних угруповань та їх уніфікації (спрощення) у річкових басейнах, а саме:

- знищення унікальних водно-болотних угідь Полісся внаслідок надмірної меліорації;
- витіснення багатовидових лісових, лугових та степових екосистем долин малих річок рівнинної України монокультурними сільськогосподарськими угрупованнями;
- зменшення лісистості та спрощення видового складу лісових масивів гірських територій України;
- знищення субальпійського криволісся і, як наслідок, зменшення водоохоронної функції гірських екосистем;
- деградація природних комплексів внаслідок надмірного підтоплення та засолення територій.

Отже, проблеми екологічного стану малих річок перебувають під постійною увагою дослідників: виконано аналіз направленості та ступеню змін їх русел ерозійно-аккумулятивними процесами, для окремих районів отримані кількісні характеристики цих змін, встановлений їх зв'язок із змивом ґрунтів. Разом із тим, необхідно поширити вказані дослідження на малодосліджену територію України – басейн річки Південний Буг, встановити граничні умови початку замулення та деградації, дослідити умови проходження руслоформуєвих витрат та екологічно-необхідний стік для малих річок. Вирішення вказаних проблем дозволить створити технологію охорони малих річок та розробити регіональні системи заходів по їх збереженню.

Правильна оцінка екологічного стану території, обґрунтування природоохоронних заходів та забезпечення раціонального природокористування залежать від якості інформації про структуру річкової мережі. Важливого значення набувають збір і обробка, а також оцінка повноти поточної і попередньої інформації про розподіли значень площі водозборів, результатів вимірювань, моніторингових досліджень.

*Біорізноманіття басейнів малих річок.* Малі річки є незамінними елементами природного балансу, котрі слугують як «розплідники» для багатьох видів рослин і тварин, як наземних, так і водних. Вони також є природним середовищем для водоростей і планктону, які є основними продуктами харчування багатьох живих істот, включаючи рибу, черепах, раків, водоплавних птахів та інших.

Сукупність рослинних організмів – це є перша ланка, з якої починається рух енергії Сонця на Землі. Вони знаходяться в основі екологічної піраміди трансформації речовини та енергії і визначають рівновагу всієї екосистеми. Водні рослини відіграють вагомую роль у розвитку екосистем малих річок.

Перш за все, вони, як і наземні рослини, у процесі фотосинтезу виділяють кисень. Саме тому в заростях водних рослин вміст кисню у воді значно більший, ніж на ділянках без них.

Водні рослини є кормом для багатьох мешканців водойм. Так, одноклітинні планктонні водорості масово поїдаються планктонними рачками, які в свою чергу слугують кормом для багатьох пелагічних риб.

Ряскою та іншими рослинами протягом цілого літа відгодовується велика кількість водоплавних птахів, як дорослих, так і їхніх виводків, а також деяких інших водних та навколоводних тварин. Важливо, що деякі водні рослини зимують під водою, а отже слугують кормом і взимку.

Восени дозрівають плоди і насіння водних рослин. Великі зграї водоплавних птахів збираються у заростях рдесників. Поїдають птахи також насіння осок, куги, їжачої голівки. Плодами глечиків, латаття, водяного горіха живляться і водні ссавці (водяна полівка, видра, ондатра).

Поживні молоді пагони очерету, рогозів, лепешняку, їжачої голівки, стрілолисту містять багато білків і цукру, їх із задоволенням поїдають водоплавні птахи та водні тварини. У кореневищах водних рослин накопичується значна кількість поживних речовин. Саме тому мешканці водойм восени переважно харчуються кореневищами. Крохмалисті бульби стрілолисту і кореневища сусака та рогозу поїдають видри, нутрії, бобри, ондатри, кабани.

Водні рослини створюють місця помешкання для водних тварин. Тому водно-болотним угіддям з розвиненою рослинністю характерний своєрідний і різноманітний тваринний світ. У заростях водних рослин відкладають ікру лящ, сазан, щука, синець, карась та інші риби. Тут мешкають личинки численних комах, які також є цінною їжею для риб.

Велике значення мають водні рослини і для очищення води від різноманітних забруднювачів. У першу чергу їхні зарості діють як механічний фільтр. У них відбувається освітлення води за рахунок механічної затримки органічних і мінеральних часток. Прозорість води після проходження нею заростей збільшується.

Водні рослини часто утворюють значні масиви заростей. Для свого росту вони поглинають величезні кількості різноманітних елементів. Так, рослини здатні накопичувати у своїх тканинах біогенні та інші елементи (нітроген, фосфор, залізо, кальцій тощо) в концентраціях, що в сотні разів більші, ніж їх міститься у ґрунті, і у тисячі разів більші, ніж у воді. Водні рослини, таким чином, очищають водойму від надмірного вмісту різних елементів, насамперед, біогенних.

Окрім того, у заростях змінюються хімічні властивості і якість води. Ці особливості водних рослин використовуються для створення біофільтрів чи біоплато. Це спеціальні водоохоронні споруди, в яких угруповання водних рослин використовуються для очищення води від забруднень і покращення її якості.

Проте, окрім позитивної ролі, водна рослинність виконує і негативну функцію. При наявності сприятливих умов (освітлення, високі концентрації біогенних елементів тощо) у водоймах спостерігається висока чисельність і біомаса фітопланктону, що призводить до «цвітіння» води. Його можуть викликати різні групи водоростей – діатомові, зелені, золотисті. Однак, здебільшого в прісних водоймах, причиною цього явища є масовий розвиток синьо-зелених водоростей (мікроцистіс, афанізоменон, анабена).

Іноді «цвітіння» може досягти надмірної інтенсивності та стати для водойми надзвичайно великою екологічною проблемою. У таких випадках вода у річках часто стає непридатною не тільки для побутового використання, а й навіть для технічного. Вона стає отруйною для риби і водних безхребетних тварин, часто спостерігається масова загибель водних мешканців. Коли ж водорості відмирають і розпочинається їхнє гниття, то не тільки пити, але і купатися у такій воді стає небезпечно.

При надмірному розвитку таких видів, як очерет, рогіз спостерігаються процеси заболочування річок. І якщо таку водойму



залишити без розчищення, то вона незабаром перетвориться на болото. Надто розростаючись у каналах, водні рослини можуть знижувати їхню пропускну здатність. Восени, коли рослини починають масово відмирати і розкладатися, якість води у водоймах різко погіршується.

Рослини в екосистемі малої річки представлені двома групами: водоростями та вищими судинними рослинами. В Україні нараховується понад 100 видів вищих водних рослин, життя яких тісно пов'язане з водою. Звичайно водойму заселяють рослини різних життєвих форм. Прибережні ділянки водойм займають наземно-водні рослини (куга озерна (*Scirpus lacustris* L.), очерет звичайний (*Phragmites australis*), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.), стрілолист звичайний (*Sagittaria sagittifolia* L.), їжача голівка пряма (*Sparganium angustifolium* Michx.) тощо). Назва цієї групи пов'язана з тим, що прикоренева частина рослин знаходиться під водою, а верхня частина – у надводному середовищі. Проте, ці види можуть розвиватися і поза водою на перезволожених ділянках, мокрих луках, болотах.

Водні рослини у водоймі займають два основних біотопи – товщу води (пелагіаль) та дно (бенталь). Окремі із них повністю занурені у воду (рдесники блискучий (*Potamogeton lucens* L.) і пронизанолистий (*P. Perfoliatus*), водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum* L.), кушир занурений (*Ceratophyllum demersum*), елодея канадська (*Elodea canadensis* Michx), інші – вільно плавають і переміщуються на поверхні води (сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*), ряска мала (*Lemna minor* L.) і триборозенчаста (*L. trisulca* L.). Рослини з плаваючими листками (гірчак земноводний (*Persicaria amphibia*), латаття біле (*Nymphaea alba*) та сніжно-біле (*N. candida*), глечики жовті (*Nuphar lutea*) мають плаваючі листки, а кореневище їх прикріплене до дна.

Серед водоростей виділяються одноклітинні мікроскопічні та багатоклітинні водорості. Сукупність мікроскопічних рослинних організмів, більшість з яких нерухомі, населяють товщу води і складають основу цілої екологічної групи – фітопланктону. До його складу у малих річках входить ціла група водоростей, проте, його основу навесні складають діатомові водорості, а влітку – зелені та

синьо-зелені. Основна екологічна функція фітопланктону у водоймах полягає в продукуванні органічної речовини, яка потім використовується різноманітними водними організмами – від зоопланктону до риб. Для водоростей фітопланктону характерні висока швидкість розмноження та короткий життєвий цикл.

За наявністю тих чи інших представників групи водоростей можна судити про чистоту, забрудненість чи інші характеристики річок. Всі представники групи діатомових водоростей є чудовою їжею для безхребетних, ними живиться молодь багатьох видів риб. Джгутикові організми (евглена, дінобріон) беруть участь у самоочищенні водойм, поглинаючи органічні речовини. Надмірне розмноження синьо-зелених водоростей призводить до «цвітіння» води стоячих (евтрофних) водойм, а у разі обміління річки, зменшення швидкості течії, це явище можна спостерігати в затоках і заводях. Представник зелених водоростей вольвокс (*Volvox*) є індикатором органічного забруднення, бере участь у процесах самоочищення водойм.

Масовий розвиток ентероморфи кишечниці (*Ulva intestinalis*) і кладофори (*Cladophora aegagropila*) свідчить про забруднення водойми органічними сполуками (найчастіше, стоками з ферм, цукрових заводів тощо). Окрім цього кладофора є індикатором водойм, що зазнають антропогенного забруднення. Харові водорості утворюють щільні зарості, що суцільно вкривають дно водойми. Вони є індикаторами чистої води та джерелом калорійної їжі для водоплавних птахів. Доведено, що у водоймах із наявністю харових водоростей пригнічується розвиток личинок кровосисних комарів.

Індикатором чистоти водойм є латаття біле, або водяна лілія, яка найчастіше зустрічається на спокійних, захищених ділянках водойм 1-1,5 м завглибшки та глечики жовті, що ростуть як у водоймах із стоячою водою, так і у руслах річок зі значною течією та глибиною (до 3 м). Індикатором евтрофних водойм є ряска мала.

Типовими представниками водних рослин на річках є рдесники, що вирізняються значною різноманітністю та здатністю пристосовуватися до мінливих умов водного середовища. Відомо кілька екологічних груп цих рослин. Перша – широколистяні рдесники, серед яких рдесник пронизанолистий є найтипівішим

видом малих річок України. Це реофільна рослина (тобто та, що любить течію), може рости в умовах, де швидкість течії сягає 1 м/сек. Рдесник блискучий надає перевагу ділянкам з повільноплинною течією або стоячій воді. Рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus*) надає перевагу ділянкам із помірною течією і піщаним чистим дном. Масова його поява у рибничих ставках, де його раніше не було, свідчить про надмірну кількість внесення у водойму вапна.

Рдесник гребінчастий (*Stuckenia pectinata*) характерний зазвичай малим водоймам, швидкоплинним річкам, річковим заводям. Його раптовий, масовий розвиток може свідчити про наявність стічних вод. Велика цінність заростей усіх рдесників полягає у тому, що вони є місцем існування численних безхребетних організмів, які, у свою чергу, слугують кормом для риб. Ці рослини швидко ростуть і накопичують велику кількість біогенних елементів, мікроелементів та різноманітних забруднювачів. Завдяки цій здатності рдесники покращують якість води.

Стебла та листки водопериці колосистої (*Myriophyllum spicatum* L.) часто бувають вкриті кірками вапна, оскільки ця рослина надає перевагу водоймам, що багаті на сполуки кальцію. Масовий розвиток водопериці можна спостерігати у разі сильного антропогенного евтрофування водойми.

Кушир темнозелений (*Ceratophyllum demersum*) на території України можна зустріти майже повсюди. Надає перевагу спокійним, захищеним ділянкам водойм без течії, мілководним затокам, заростям очерету. Тут він може утворювати цілі підводні луки, займаючи усю товщу води. Кушир є індикатором евтрофних водойм. Його масовий розвиток свідчить про значне забруднення водойми органічною речовиною.

Пухирник звичайний (*Utricularia vulgaris*) – одна із найцікавіших водних рослин, належить до комахоїдних. У пастки пухирника потрапляють дафнії, циклопи, личинки комарів і навіть личинки риб.

Вільно плаває на поверхні річок жабурник звичайний (*Hydrocharis morsus-ranae*). Рослина зустрічається лише на спокійних, захищених від вітру і течії ділянках водойм, багатих мінеральними та органічними речовинами.

Для заплавних водойм та прісноводних непроточних або малопроточних водойм, заводей річок характерний водяний горіх плаваючий (*Trapa natans* L.). До його зникнення призводить пересихання чи засолення водойм, їх забруднення, знищення рослин під час збору плодів.

У потічках та малих річках з кам'янистим дном зустрічається водяний мох фонтіналіс (*Fontinalis antipyretica*). Ця рослина є індикатором чистої води. У воді, в зануреному чи напівзануреному стані, плаває великий кущ, дещо подібний до кімнатної рослини алоє – різак алоєвидний (*Stratiotes aloides*). Утворює зарості, що вкривають значні площі. Поява заростей різака у водоймі свідчить про її прогресуюче заболочення.

Водяний жовтець фенхелевидний (*Batrachium foeniculaceum* V. Krecz.) – частіше можна зустріти на ділянках, де течія повністю відсутня. Поширений на захищених місцях водойм або на ділянках з повільною течією, на глибині 0,5-1,5 м. Надмірний розвиток угруповань водяного жовтецю свідчить про посилення процесів забруднення та евтрофування.

Елодея канадська (*Elodea canadensis* Michx) зустрічається у найрізноманітніших водоймах, утворюючи густі зарості. Рослина характерна евтрофним водоймам.

Зозулинець болотний (*Anacamptis palustris*) – одна з орхідей, що росте на болотах та вологих луках річок. Рослина зникає через осушення боліт та систематичне викошування луків.

Коручка болотна (*Epipactis palustris*) – орхідея, яка зустрічається набагато рідше, ніж попередній вид. Її кореневище поїдають дикі свині, тому саме вони, а не люди, інтенсивно знищують рідкісну рослину.

Лепеха звичайна (*Acorus calamus*) є індикатором надлишку азоту в воді або торфянисто-болотних ґрунтах, подекуди вона масово розвивається на ділянках з надмірним випасанням худоби.

Досить часто на заболочених берегах річок можна зустріти півники болотні (*Iris pseudacorus*). Їхні великі жовті квіти є окрасою заболочених берегів річок. Рослина надає перевагу ділянкам, де відсутнє забруднення.

Поширеною рослиною на узбережжях річок і озер є рогіз широколистий (*Typha latifolia*), підводна частина якого є цінним кормом для ондатри, хохулі звичайної тощо.

Кореневища куги (*Scirpus lacustris* L.) тісно переплітаються на дні і не дають можливості поселятися тут іншим рослинам. У водоймі куга, здебільшого, росте глибше, ніж очерет та рогоза. Її поїдають численні водні тварини.

У річкових заплавах зростають різні види осок зокрема осока гостровидна (*Carex acutiformis* Ehrh.). Вони дають малоцінне грубе сіно, що неохоче поїдається худобою. Проте береги водойм із заростями осоки, так як і очерету та рогозу, слугують місцем, де живуть, ховаються, живляться та виводять потомство багато тварин.

Сусак зонтичний (*Butomus umbellatus*) добре помітний на березі річок під час цвітіння. У ґрунті знаходиться товсте коротке кореневище рослини, що містить багато крохмалю, цукру, білку, жиру. Рослина є індикатором слаболужних та слабомінералізованих субстратів.

*Тваринне населення в малих річках України.* Внутрішні водойми України, в тому числі малі річки, населені величезною кількістю тварин як хребетних (риби, плазуни, земноводні, ссавці), так і безхребетних (численні ракоподібні, молюски, водні жуки, клопи тощо), які характеризуються значним видовим різноманіттям. Тварини річок є мешканцями різних типів біотопів (місць існування), а саме:

- пелагіаль, або водна товща;
- бенталь, або дно;
- фіталь, або зона заростей.

Пелагіаль населяється організмами двох екологічних груп: планктоном і нектоном.

Планктон – це сукупність організмів, що населяють товщу води і не здатні протистояти течії. В річках його переважно складають бактерії, діатомові водорості і коловертки, в меншій кількості зелені та синьозелені водорості, гіллястовусі та веслоногі ракоподібні. Значна частка планктонних організмів потрапляє в річку із заплавної водойми під час повеней та паводків, у разі зарегулювання річки – з розташованих вище ставків.

Видове різноманіття планктону зростає в напрямку від витоків до гирла. На порожистих ділянках річок воно може збіднюватися внаслідок механічного пошкодження організмів. Чим довша протяжність річки, тим інтенсивніше трансформується планктон. У випадку малих річок цієї протяжності, здебільшого, не вистачає, тому говорити про особливу специфіку планктонних угруповань малих річок не доводиться.

На відміну від планктону, мешканці нектону здатні активно протистояти течії. Перш за все це, звичайно, риби. Вони можуть бути більш чи менш активними плавцями, але всі вони здатні долати течію, а окремі навіть можуть під час нерестових міграцій іти ввверх через пороги і перекати гірських річок (лососеві). Саме рибне населення річок, що формує нектон, найбільше змінилося протягом минулого сторіччя внаслідок антропогенних перетворень водотоків, перш за все, через їхнє зарегулювання. Так, на більшості річках України зникли прохідні риби (осетрові, лососеві).

Риби типового річкового комплексу, такі як лящ (*Abramis brama*), плітка (*Rutilus*), судак (*Sander*), чехоня (*Pelecus cultratus*) практично зовсім зникли з малих річок, де свого часу були численними, проте, залишилися у великих і середніх водосховищах; натомість неабиякого розвитку набули види-мешканці зони заростей – карась (*Carassius*), окунь (*Perca fluviatilis*), верховодка (*Alburnus alburnus*) тощо. Крім риб до нектону певною мірою можна віднести великих водних жуків (водолуб (*Hydrophilus piceus*), плавунець (*Dytiscus marginalis*), клопів (*Hemiptera*), пуголовків жаб тощо.

Бентос – це населення дна. Зазвичай в малих річках бентосними організмами найбільше заселяється шар донних ґрунтів товщею 10-20 см. Склад бентосу різних річок та різних ділянок однієї і тієї ж річки залежить від характеру донного ґрунту. Так, піщані біотопи, досить поширені в малих річках, населяються в основному формами, вибагливими до насиченості води киснем і здатними закопуватися в пісок. Це, перш за все, згадувані вище беззубки (*Anodonta*) і перлівниці (*Unio*), нечисленні кільчасті (*Annelida*) і круглі черви (*Nematoda*), личинки комарів-дзвінців (*Chironomidae*). Прибережні ділянки піщаної бенталі можуть населятися гамарідами (бокоплавами), здатними утворювати значні біомаси. Проте, в цілому

піщані біотопи не є багатими як за числом видів, що їх населяють, так і за біомасами бентосу.

Кам'янисті біотопи надають мешканцям бенталі більше різноманіття місць існування, через це вони значно багатші за піщані як за видовим різноманіттям, так і за біомасою. Тут зустрічаються представники усіх груп донних тварин, крім великих прісноводних двостулкових, характерних для піщаної бенталі.

Мулисті біотопи, багаті органічними речовинами різного походження, населяються організмами, здатними засвоювати цю органіку в якості їжі, і невибагливими до рівня концентрації кисню у воді. Тут можуть бути численними личинки хірономід виду *Chironomus plumosus*, відомі рибалкам і акваріюмістам як мотиль, личинки бабок, одноденок, малощетинкові черви (олігохети) тощо.

Часто на поверхні мулистих відкладів утворюється більш чи менш потужний шар рослинного опаду. В таких біотопах можуть існувати як оксифільні (киснелюбиві) форми, так і види, здатні витримувати низькі концентрації кисню. Саме ці біотопи є улюбленими місцями для раків. Тут можуть бути численними личинки бабок, одноденок, волохокрильців (останні будують собі хатинку-схованку з «підручного матеріалу» – піщинок, паличок, листків), жуків.

Фіталь, або зона заростей водних і прибережно-водних рослин. Комплекс безхребетних тварин – мешканців фіталі, називають зоофітосом. Він є різноманітним за видовим складом, проте, переважають у фіталі личинки комах, зокрема, хірономіди, число видів яких в межах навіть невеликої ділянки може сягати двох десятків. Таке велике різноманіття зоофітосу пояснюється тим, що фіталь населяється не тільки тими видами, що мешкають лише в зоні заростей (фітофіли: гіллястовусі рачки (*Cladocera*), хірономіда крікотопус та інші), а й організмами-мешканцями бенталі і пелагіалі. Найбагатшим як за видовим складом, так і за біомасою є населення угруповань занурених рослин, зокрема рдесників.

Роль тварин у водних екосистемах полягає в організації ланцюгів живлення. І чим довші такі ланцюги, тим стійкішою є екосистема. Водні тварини виявляють різну здатність споживати рослинну їжу. Зокрема, планктонними водоростями живляться такі планктонні

ракоподібні, як діаптомуси, деякі види циклопів, дафнії, моїни. Якщо діаптомус захоплює окремі клітини водоростей і навіть здатний розгризати колонії, то дафнії відфільтровують усі зважені у воді часточки придатного розміру, серед яких як правило переважають планктонні водорості.

Серед безхребетних тварин, що населяють донні біотопи, велика група організмів-фільтраторів. Вони в процесі свого живлення відфільтровують з води значну кількість завислих у ній часток різного розміру. Внаслідок цього якість води значно поліпшується. До фільтраторів належать губки, двостулкові молюски, деякі види хірономід. Серед інших фільтраторів, в раціоні яких планктонні водорості займають значне місце, можна згадати білого товстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix*).

Бентосні і перифітонні водорості споживаються різними безхребетними-збирачами, такими як ставковики (*Lymnaea stagnalis*), катушки (*Planorbis corneus*), живородки (*Viviparidae*) та інші водні равлики. Іноді ці водорості можуть становити значну частину раціону дрібних бентосних і фітофільних фільтраторів, таких як личинки хірономід (мотиль та інші). Відносно вагома частина цих рослин може споживатися у вигляді мертвої органічної речовини (детриту) тваринами-детритофагами (кільчасті черви олігохети, личинки деяких бабок і хірономід). Детритофаги виконують важливу функцію – це санітари водойм, які позбавляють водні екосистеми від надлишків органічних речовин, що сприяє формуванню придатного кисневого режиму. Крім того, споживаючи мертву органічну речовину, детритофаги, будучи цінним кормом для риб, водних птахів тощо повертають її до колообігу речовини в екосистемі.

У тих водоймах, де в масі розвиваються водні личинки комах, планктонні і бентосні ракоподібні, багато риби, а якщо багато риби дрібної, збільшується кількість риби хижої (окунь (*Perca fluviatilis*), судак, щука (*Esox lucius*), сом (*Silurus glanis*)).

За складом тварин, що мешкають у річці або на її ділянці, складається загальна картина стану цієї річки або ділянки. Задовільний стан водної екосистеми обов'язково супроводжується хорошим кисневим режимом, тобто, протягом більшої частини року там не спостерігається заморних явищ. Такий режим робить



можливим існування оксифільних форм, таких як зяброві молюски (беззубки (*Anodonta*), перлівниці (*Unio*), живородки (*Viviparidae*) тощо), бокоплави (*Amphipoda*), річкові раки, волохокрильці (*Trichoptera*). Тому, якщо ці тварини присутні у складі бентосу, можна зробити висновок, що екосистема водойми функціонує цілком задовільно. Якщо ж оксифільних організмів не знайдено, це свідчить про негативний вплив на екосистему водойми, зокрема, скид стоків, що вміщують велику кількість органічної речовини (комунальні стоки, стоки з ферм тощо).

Крім того, прісноводні водойми, включаючи малі річки, є середовищем, в якому певну частину свого життєвого циклу проходять численні види паразитичних червів, в тому числі паразитів свійських тварин і людини. Найвідоміші з них – печінкова двоустка (*Fasciola hepatica*) та стьожак широкий (*Diphyllbothrium latum*).

Проблема малих річок займає одне із головних місць серед різноманітних та складних проблем в дослідженні водних ресурсів. Вона обумовлена дією різноманітних антропогенних чинників, тому охоплює широкий спектр теоретичних питань і потребує практичного вирішення. Здійснене нами дослідження теоретичного та практичного аспекту розв'язання проблем екологічного стану басейнів малих річок та розробка методик їх збереження і відновлення дає підстави зробити такі висновки.

Проблеми екологічного стану малих річок перебувають під постійною увагою дослідників, яким вдалося виконати аналіз направленості та ступеню змін річкових русел ерозійно-аккумулятивними процесами, для окремих районів отримати кількісні характеристики цих змін; встановити їх зв'язок із змивом ґрунтів; поширити вказані дослідження на малодосліджену територію України – басейн річки Південний Буг; встановити граничні умови початку замулення та деградації; дослідити умови проходження руслоформуєчих витрат та екологічно-необхідний стік для малих річок. Вирішення вказаних проблем дозволить у подальшому створити технологію охорони малих річок та розробити регіональні системи заходів з їх збереження.

## Література

1. Александрова Т. Д., Максимова Л. В. Оценочные исследования в отечественной географии. *География и природные ресурсы*. 2004. № 3. С. 28–34.
2. Алтунин В. С., Савватьев С. С., Дмитрук В. И. Эрозионно-аккумулятивные процессы и проблемы сохранения и улучшения состояния малых рек. *Закономерности проявления эрозионных и русловых процессов в различных природных условиях*. М. : Изд-во МГУ, 1987. С. 266–267.
3. Беркович К. М., Иванова О. Ю. Антропогенные изменение речных русел, их оценка и картографирование. *Вестник МГУ*. Сер. 5. 1992, № 3. С. 43–47.
4. Беркович К. М., Чалов Р. С., Чернов А. В. Экологическое русловедение. М. : ГЕОС, 2000. 331 с.
5. Богословский Б. Б., Самохин А. А. Общая гидрология (гидрология суши). Л. : Гидрометеиздат, 1984. 421 с.
6. Бутаков Г. П., Дедков А. П. и др. Малые реки как наиболее уязвимое звено речной сети. *Эрозионные и русловые процессы*. Вып. 2. Мат-лы координ. совещ. вузов 1991-1995 гг. М. : Изд-во МГУ, 1996. С. 56–69.
7. Введение в экологическое моделирование / А. А. Цхай, М. Пулян, Л. Н. Бельдеева и др. Барнаул : Изд-во «Азбука», 2001. 315 с.
8. Воропаев Г. В. Некоторые вопросы управления использованием водных ресурсов. *Водные ресурсы*. 1992. №5. С. 5–11.
9. Голосов В. Н., Иванова Н. Н. Некоторые причины отмирания речной сети в условиях интенсивного сельскохозяйственного освоения земель. *Водные ресурсы*. Том 20. 1993, №6. С. 684–688.
10. Гор Дж. А. Восстановление и охрана малых рек. М. : Агропромиздат, 1989. 314 с.
11. Ковальчук И. П. Изменение структуры речных систем и состояния малых рек под влиянием естественных и антропогенных факторов (на примере Западного региона Украины). *Водные ресурсы*. Том 22. 1995. №3. С. 315–323.
12. Ларионов Г. А., Чалов Р. С. Эрозионно-аккумулятивные процессы на водосборах и руслах малых рек: проблемы и природоохранные вопросы. *Малые реки центра Русской равнины, их использование и*

- охрана. Москва : Изд-во МГУ, 1988. С. 3–14.
13. Мазуркин П. М. Бассейновый подход в природопользовании. *Труды науч. Конф. по итогам НИР. Секция инженерной экологии и технологии природопользования.* Йошкар-Ола : МарГТУ, 1998. С. 6–13.
14. Мазуркин П. М., Зверев В. И., Толстухин А. И. *Статистическая гидрология: учебное пособие.* Йошкар-Ола : МарГТУ, 2002. 274 с.
15. Малая гидроэнергетика / Л. Г. Михайлов, Б. К. Фельдман, Т. К. Марканова и др.; Под ред. Л. П. Михайлова. М. : Энергоатомиздат, 1989. 184 с.
16. Методическое руководство по расчету антропогенной нагрузки и классификации экологического состояния бассейнов малых рек Украины / А. В. Яцык, А. М. Петрук, А. П. Канаш. К. : УНИИВЭП, 1992. 40 с.
17. Никора В. И., Арнаут Н. А., Науменко А. М. Факторы формирования русел малых рек Молдовы и их типизация. Кишинев, 1991. 53 с.
18. Никора В. И., Арнаут Н. А. и др. Некоторые результаты стационарных натурных исследований русловых процессов на малых реках Молдовы. *Гидрология малых рек.* Кишинев : «Штиинца», 1991. С. 44–62.
19. Ободовський О. Г. Вплив осушувальних меліорацій на руслоформуючу діяльність річок Українського Полісся. *Меліорація і водне господарство.* Вип.85. 1998. С. 95–99.
20. Парфенов А. В. Руслоформирующие факторы малых и средних рек. *Труды научной конференции по итогам науч.-исслед. работ Мар. гос. техн. университета,* (Йошкар-Ола, 20-22 апреля, 1998). Йошкар-Ола : Мар.гос техн. ун-тет, 1998. С. 25–27.
21. Чернов А. В. Заиление русел малых рек Европейской России и сопредельных государств. *Геоморфология.* 1994. №1. С. 100–106.
22. Эколого-географическая оценка и мониторинг природной среды / под ред. П. П. Арапова, Ю. П. Селиверстова. СПб : Изд-во РГО, 1998. 139 с.
23. Яцык А. В. Экологические основы рационального водопользования. К. : Генеза, 1997. 640 с.
24. European rivers and lakes. / P. Kristensen and H. O. Hansen. Copenhagen : European Environment Agency, 1994. 122 p.

## Розділ 2.

# ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДНО-БОЛОТНИХ ЛАНДШАФТІВ ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОБУЖЖЯ

Водно-болотні антропогенні ландшафти – особливі території Любашівського району. Багатовікове, активне використання водних ресурсів Любашівського району призвело до повної трансформації річкової мережі, заміни її аквальними (водосховища, ставки, канали) та водно-болотними (перехідні екотони) ландшафтними комплексами. У структурі сучасних ландшафтів Любашівського району вони займають відповідно 1,7% та 0,6% території, і площі, особливо водно-болотних, продовжують зростати. Дослідження аквальних антропогенних об'єктів проводять гідрологи та гідроекологи: вітчизняні (Я. Мольчак, М. Будз, Л. Ільїн, Л. Дарейко, Т. Дяченко, О. Мотузенко та ін.) і зарубіжні (А. Авакян, В. Богословський, С. Вендров, Л. Давидов, В. Михайлов, Ю. Матарзін, В. Салтанкін, В. Широков та ін.); ландшафтознавці тільки розпочали вивчення аквальних антропогенних ландшафтних комплексів (Ф. Мільков, П. Шищенко, Г. Денисик, В. Залетаєв, К. Дроздов), проте ще не приділено належної уваги водно-болотним антропогенним ландшафтам (ВБАЛ). Прийняття земельного (1992), лісового (1994), водного (1995) кодексів, ряду законів стосовно раціонального використання та охорони природи в Україні «Про природно-заповідний фонд України» (1991), «Про охорону навколишнього природного середовища» (1991), «Про екологічну експертизу» (1995) зумовило потребу в дослідженнях спрямованих на вивчення водно-болотних ландшафтних комплексів особливо в таких щільно заселених регіонах, як Любашівський район. Потреба у вивченні водно-болотних ландшафтів спричинена існуванням ряду актуальних проблем: подальше вдосконалення теоретико-методичних засад дослідження їх ландшафтної структури, взаємозв'язків антропогенних водних об'єктів із суміжними ландшафтними комплексами й формуванням нових парадинамічних систем (ПЛ – прилеглі ландшафти). Це зумовило актуальність досліджень водно-болотних антропогенних ландшафтів, розробку заходів щодо їх поліпшення, раціонального використання й охорони.

Питання зародження, прояву та розвитку різноманітних явищ і процесів, які характерні для русел річок і антропогенних водойм, відображені в працях численних вітчизняних та зарубіжних географів. Проте вивчення натуральних аквальних (водних) ландшафтних комплексів розпочалося порівняно недавно – з початку ХХ ст., а водних антропогенних ландшафтів лише з середини ХХ ст.

Першим вказав на необхідність виділення ландшафтів як на поверхні суходолу, так і на водній поверхні та дніщі морів Л. Берг. Досить вагомий внесок у розвиток теорії і практики дослідження аквальних ландшафтів вніс Є. Шведе, який зауважив, що всі наші аквальні райони, всі наші озера, моря, побережжя водойм повинні підлягати ландшафтному дослідженню так, як досліджуються частини суходолу. Подальші дослідження сприяли публікації перших праць, присвячених опису ландшафтних комплексів: Я. Гаккель, Є. Гур'янова.

В середині й у другій половині ХХ ст. з'являється ще ряд праць, присвячених водним ландшафтам як морів, так і водосховищ. Зокрема про своєрідність аквальних природних комплексів пишуть Г. Дениsik, Ф. Мільков, К. Петров, М. Солнцев.

Виділення в системі антропогенних ландшафтів водно-болотних ландшафтних комплексів викликало неабияку зацікавленість географів. Антропогенні водойми привернули увагу специфікою формування та розвитку, особливостями внутрішньоаквальних процесів і взаємозв'язків з суміжними ландшафтами. Постала проблема класифікації і вивчення ландшафтної структури водно-болотних антропогенних ландшафтів (ВБАЛ).

Особливості розвитку та ландшафтна структура водосховищ і ставків Правобережної України розглядаються у праці Г. Денисика [12]. Вивченням екологічних аспектів взаємодії, водних систем з суміжними територіями займались В. Шевчук, О. Мазуркевич [15], Г. Гончаренко.С. Совгіра [10; 21].

Якщо водосховища досліджені досить детально й різнобічно, то ставкам приділялось менше уваги. Ще менш дослідженими є водно-болотні антропогенні ландшафтні комплекси, як водно-болотні екотонні території. У працях географів водно-болотні ландшафти розглядались як натуральні й антропогенні болотні комплекси

(верхові, перехідні, низинні, заплавні, лиманні, водно-болотні угіддя тощо), у формуванні яких головним чинником є вода.

Разом з тим, все ще недостатньо досліджені структура, динаміка, розвиток, особливості функціонування та класифікація водно-болотних антропогенних ландшафтів, парадинамічні зв'язки ВБАЛ із ландшафтами суміжних територій.

В умовах антропогенного впливу на ландшафти річкових долин у місцях заболочування, замулювання й заростання заплавл водно-болотною рослинністю, в акваторіях мілководь, водосховищ і ставків та прилеглих до них перезволожених територій, а також в місцях заростання похідних аквальних ландшафтів, копанок, відстійників, меліоративних каналів проходить процес зародження й формування антропогенних водно-болотних ландшафтів. Знаходячись на межі водного середовища й суходолу, вони є тією територією, через яку проходять потоки речовин та енергій в системі зв'язків між водозбором та водним об'єктом і міграцією організмів. Біотичні угруповання тут виконують мембранну та бар'єрну функції в системі взаємодії різних середовищ.

Важливу роль у формуванні водно-болотних антропогенних ландшафтів відіграє процес взаємодії водного і наземного середовищ. Розміри ВБАЛ залежать від особливостей водного об'єкту (водосховища, ставка), ландшафту узбережжя, властивостей ґрунтів, гідрологічного і гідрогеологічного режимів суходолу, особливостей складу й динаміки біокомплексів. Ширина контактної зони, тобто всього ВБАЛ, може бути як невеликою (до кількох метрів), так і досить значною і досягати кількох сотень метрів.

Ландшафтна структура таких перехідних зон навколо водойм характеризується просторовою неоднорідністю, що проявляється у формуванні урочищ різної віддаленості від водного об'єкту. Ці урочища розрізняються неоднаковим ступенем впливу на наземні біокомплекси з боку водних об'єктів (включаючи мікроклімат, режим ґрунтових вод, явища фільтрації, рослинність, тваринний світ).

Формування водно-болотних ландшафтів може проходити при штучній зміні режиму річки в результаті будівництва та експлуатації водосховищ і ставків. Тут відбувається процес накладання водно-болотних ландшафтів на попередні форми рельєфу, які зазнають

найбільшого впливу коливань рівня води з боку водних об'єктів. Нижня межа таких ВБАЛ відповідає меженому рівню водосховищ і ставків, а верхня – рівню максимально високих паводків. Такі ВБАЛ називають вторинними. Їх площа й конфігурація залежать від рельєфу дна водойм і річної динаміки рівневого режиму ставків та водосховищ. Також такі антропогенні ландшафти формуються при утворенні водосховищ або ставків та їх експлуатації, коли в межах водного дзеркала зароджуються нові (або молоді) водно-болотні ландшафти.

Автори розглядають водно-болотні ландшафти як перехідні комплекси (водно-болотні екотони) від аквальних ландшафтів до ландшафтів суходолу, в основу виділення яких покладені відклади днища, мілководдя і рослинні угруповання.

У водно-болотному комплексі поєднані такі контрасні середовища – літосфера, педосфера, гідросфера й атмосфера. Взаємний обмін речовиною та енергією між цими контрастними середовищами протікає з високою інтенсивністю, а наявність води, сонячного світла і поживних речовин створює виключно сприятливі умови для розвитку органічного світу.

До ВБАЛ досліджуваного району належать перехідні зони (екотони) ставків, каналів та інших антропогенних водойм. Вони тісно пов'язані із водними ландшафтами та ландшафтними комплексами суходолу. Водно-болотні ландшафти сформувалися як результат замулювання і поступового заростання антропогенних аквальних об'єктів.

Водно-болотні ландшафти досліджуваного району містять складові, які є основою двох груп ландшафтних комплексів. Прикладом першої групи є комплекси, сформовані в результаті корінної перебудови структури (взаємозв'язків натуральних компонентів або їх заміни на аналогічні). Зокрема, до таких відносяться водно-болотні ландшафти, які сформувалися в межах річкової долини в результаті створення ставка або водосховища. Вони розвиваються за природними закономірностями, але водночас залежать від характеру господарської діяльності. Згадані антропогенні ландшафтні комплекси часто використовуються в рекреаційних цілях і подальший їх розвиток не обов'язково зазнає

значних змін. Дослідження водно-болотних ландшафтних комплексів проводилися на ландшафтному рівні, із застосуванням методів традиційного ландшафтознавства з обов'язковим врахуванням їх генезису, але з використанням методів, притаманних антропогенному ландшафтознавству.

До другої групи ландшафтів належать комплекси, що утворилися внаслідок техногенної діяльності людей. Такими є гідротехнічні споруди аквальних антропогенних ландшафтів. Антропогенні компоненти цієї групи розвиваються залежно від особливостей функціонування всього ландшафтного комплексу й у першу чергу – діяльності людини. Дослідження їх доцільно проводити спільно з інженерами, економістами тощо.

Антропогенне навантаження на натуральні аквальні ландшафти продовжує зростати, і його рівень найкраще можна відобразити через райони співвідношення натуральних і антропогенних аквальних ЛК. Антропогенно-аквальним або водно-болотним, буде район, де антропогенні аквальні комплекси складають 75-100% території, натурально-антропогенним – 25-75%, натуральним аквальним або водно-болотним – 0-25% (такими можуть бути окремі урочища русел річок, або їх заплав) [21]. Але кількісні показники не завжди відображають реальне співвідношення натуральних і антропогенних аквальних комплексів, тому у дослідженнях частіше використовуються порівняльні характеристики.

Антропогенні водно-болотні ландшафти хоч і зобов'язані своїм виникненням людині, створюються в конкретних фізико-географічних умовах і в тісному взаємозв'язку з існуючими натуральними ландшафтами. Тому важливим у їх дослідженні є врахування як природних, так і соціально-історичних чинників. Перші допомагають використовувати при дослідженні водно-болотних ландшафтів традиційні методи: експедиційні, літературно-картографічні, геохімічні, геофізичні та інші; другі – загальнонаукові методи: аналіз, синтез, абстрагування, узагальнення та методи інших наук: математичні, історико-археологічні, метод кінцевих результатів тощо.

Тісний взаємозв'язок водно-болотних антропогенних ландшафтів з натуральними визначається тим, що перші, здебільшого, є



структурною частиною натуральних ландшафтів більш високого таксономічного рангу. Саме завдяки цьому, при дослідженні водно-болотних ландшафтних комплексів, не може бути різкого протиставлення їх натуральним ландшафтам. Крім того, неможливе вивчення досліджуваних антропогенних ландшафтів без їх одночасного, спільного аналізу з натуральними. З цих причин принцип спорідненого зв'язку став одним з найважливіших в методиці дослідження водно-болотних ландшафтів досліджуваного району. Щодо принципів, як керівних ідей, підвалин теорії чи науки, то вони належать до головних конструктивних складових кожного з методологічних рівнів наукового пізнання: загальнонаукового, конкретно наукового та техніки досліджень [10, 12].

Як зауважує В. Пащенко: «методологічного значення набуває кожен конкретний результат наукового пізнання, оскільки він стає знаряддям досягнення нових істин» [26]. Методологічні елементи завжди присутні і використовуються (свідомо чи несвідомо) на всіх рівнях наукового дослідження. Усвідомивши їх, можна виявити та вирішити необхідні методологічні питання й проблеми, які посягають в процесі наукового пошуку.

Аналіз зібраного матеріалу для вивчення стану, змін та антропогенної мінливості водно-болотних ландшафтних комплексів проводився в такій послідовності:

Встановлення останньої повної зміни ЛК. Для цього виявляють: а) час і причини останньої суттєвої зміни кліматичних умов для сучасного ЛК та суміжних з ним ландшафтів; б) час і причини, що зумовили формування літогенної основи; в) час та причини, які призвели до змін клімату з часу формування основних рис рельєфу як показника ландшафтних змін в ЛК; г) час та причини останньої повної зміни ландшафтних комплексів.

Встановлення останньої неповної зміни ландшафтного комплексу. Для цього визначались: а) відповідність або невідповідність основних властивостей ЛК, який досліджується, сучасним фізико-географічним умовам його існування; б) підфази розвитку на основі ступеня вираженості сучасних рис ландшафтних комплексів (відкладів, зволоження, ґрунтів, фіто- та зооценотичних угруповань).

Встановлення антропогенної зміни ландшафтного комплексу. Для цього виявлялися: а) порушення у властивостях елементів та компонентів ЛК, викликаних сучасним антропогенним

навантаженням, їх зворотності та незворотності, б) ступінь антропогенної зміни [23].

Така послідовність вивчення ВБАЛ зумовлює різноманітність методів їх дослідження. Усі методи можна звести до трьох категорій: загальнонаукових, міждисциплінарних та традиційних.

Загальнонаукове значення має системний підхід до об'єкту, що вивчається. По суті він зводиться до того, що кожен водний об'єкт (явище, процес, комплекс) розглядається як поєднання різноманітних компонентів, які взаємодіють між собою.

Міждисциплінарні методи: математичний, морфометричний, історико-археологічний, метод історико-генетичних рядів, порівняльний, натуральних аналогів та кінцевих результатів. Деякі з них (математичні) застосовуються широким колом наук, інші – більш вузьким. Міждисциплінарні методи, будучи загальними, в кожній конкретній науці набувають характерних ознак [2]. Зокрема вони знайшли своє застосування при дослідженні водно-болотних ландшафтів.

З традиційних методів дослідження в ландшафтознавстві при вивченні ВБАЛ використовувалися широко відомі порівняльно-описові, експедиційні, літературно-картографічні, аерографічні, геохімічні, геофізичні тощо.

Дослідження водно-болотних ландшафтів ґрунтуються на комплексному підході, при якому вищезгадані ландшафти трактуються як єдина природно-антропогенна система, компоненти якої функціонують у просторі й часі. Тому лише на основі поєднання принципів, аспектів і методів, як основи методології, можливе пізнання сутності формування та розвитку досліджуваних ландшафтних комплексів (ВБАЛ).

Водно-болотним ландшафтам різного ієрархічного рівня належить важливе місце в процесі формування ландшафтів річкових долин. Природні комплекси, які склалися в умовах натурального режиму річок, у зв'язку зі створенням водосховищ і ставків зазнають змін або повністю трансформуються при піднятті рівня води чи його коливанні, що стає причиною зміни умов зволоження, підйому рівня ґрунтових вод, розвитку абразійних процесів. Перезволоження в заплавах річкових долин і поступове витіснення лучної рослинності водно-болотною сприяє формуванню водно-болотних ландшафтів. Прикладом виникнення такого ВБАЛ є збудований ставок на одній із приток (без назви) річки Тилігул. Тут будівництво ставка призвело до

підняття рівня ґрунтових вод прилеглих територій, що спричинило їх перезволоження. Як результат, лучна рослинність на відстані від 2 до 5 метрів від ставка була витіснена болотними видами рослинності: осока (*Corex L.*), комиш (*Scirpus L.*), ситняг (*Eleocharis R.Br.*), пухівка (*Eriophorum L.*). Крім того й вздовж струмка до його впадіння у ставок, в результаті підпору води, збільшилися (в 1,5-2 рази) площі осоки, рогозу, комишу. Також слід відзначити, що процесу підняття ґрунтових вод сприяли геоморфологічні умови: пологі (3-5°) схили прилеглих ЛК.

ВБАЛ, як правило, існують на межі води та суходолу й залежать від нестабільного рівня води. У процесі дослідження виявлено первинні водно-болотні ландшафтні комплекси, які утворилися в межах ставків і водосховищ, та вторинні, що формуються внаслідок перезволоження ґрунтів (підняття рівня ґрунтових вод у результаті підтоплення). Розрізняємо: 1) водно-болотний комплекс із несучільним простяганням (з окремими ділянками рослинних угруповань) – молоді водно-болотні ландшафти; 2) ВБАЛ, що мають суцільне простягання уздовж берегової смуги і займають верхів'я або майже всю акваторію антропогенних водойм з ускладненою структурою (із плесами відкритих мілководь, островами водно-болотної рослинності) (рис.1).

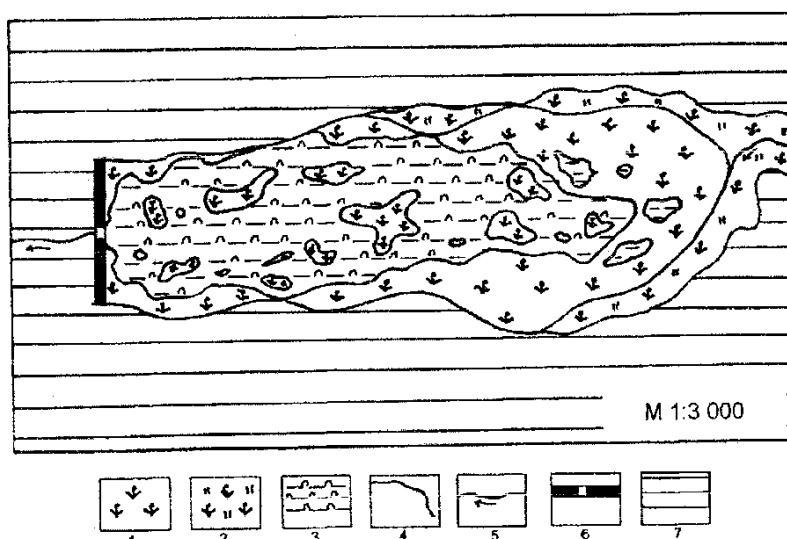


Рис. 1. Водно-болотний ландшафтний комплекс суцільного поширення з ускладненою структурою. Ставок біля с. Новокарбівка

Урочища: 1 – водно-болотний комплекс із заростями водно-болотної рослинності та відкладеннями мулу 60-80 см; 2 – водно-болотний комплекс суміжних територій, складений лучно-болотними ґрунтами із заростями очерету та осоки; 3 – заростаюче мілководдя із значними (50-70 см) товщами

мулу. Межі: 4 – урочищ. Інші позначення: 5 – русло струмка; 6 – гребля; 7 – суміжні ландшафти.

ВБАЛ підтоплених суміжних територій з ускладненою структурою (зустрічаються підвищення у рельєфі без водно-болотної рослинності) (рис. 2).

Водно-болотні ландшафти – це система, яка включає природні комплекси антропогенних аквальних об'єктів і їх берегові зони, які об'єднані спільністю процесів формування, територіальною близькістю, спорідненістю гідрологічного режиму й біоценотичними зв'язками, потоками речовин та енергій.

Дослідження показали, що ще однією особливістю водно-болотних ландшафтів є нестійкість і рухливість їх складових компонентів, як в бік водойми, так і в бік суходолу, що визначає досить помітну динамічну здатність ландшафтного комплексу.

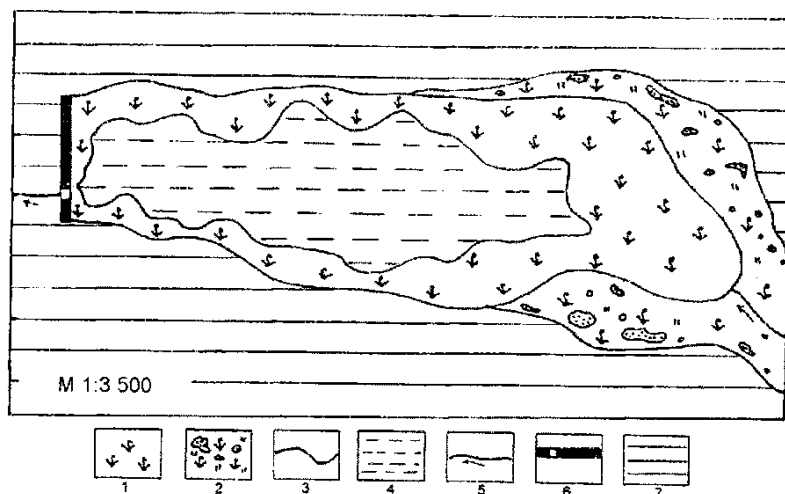


Рис. 2. Водно-болотний ландшафтний комплекс ставка і суміжних територій з ускладненою структурою. Ставок біля с. Чайківка

Урочища: 1 – водно-болотний комплекс із заростями водно-болотної рослинності та відкладеннями мулу 50-60 см; 2 – водно-болотний комплекс суміжних територій, складений лучно-болотними ґрунтами із заростями очерету звичайного та осоки із включенням лучних комплексів на лесоподібних суглинках, складених сірими лісовими ґрунтами із різнотравно-злаковою рослинністю. Межі: 3 – урочищ. Інші позначення: 4 – мілководдя ставка; 5 – русло струмка; 6 – гребля; 7 – ландшафти суходолу.

По-перше, це підтверджується іноді досить швидким заростанням ставків (окремі ставки можуть повністю заростати протягом 10 років). По-друге, помітне поширення водно-болотної рослинності в бік водойми настає навіть за один літній сезон, якщо з тих чи інших причин ставок не заповнювався водою після того, як був спущений; або коли рівень води у ставку або водосховищі підвищується, і тоді водно-болотна рослинність поширюється в бік суходолу. По-третє, поширення водної, водно-болотної рослинності в бік акваторії призводить до витіснення і зміни рослинних угруповань. Так, водно-болотна рослинність (очерет звичайний, рогіз вузьколистий, комиш озерний) витісняється поступово болотною рослинністю (осоки), яка в свою чергу відступає під тиском різнотравно-злакової рослинності.

Основною причиною такої активної поведінки рослинних угруповань є зниження рівня ґрунтових вод, що настає через зниження рівня води в самій водоймі в результаті спуску води або обміління, як результат інтенсивного замулювання. І лише для антропогенних водних об'єктів можливий зворотний процес розвитку всіх фіто- та зооценотичних комплексів у разі втручання людини (заповнення водойми водою або її очищення і поглиблення).

Під час дослідження процесів формування та розвитку водно-болотних ландшафтів виявлені такі закономірності: 1) сезонні зміни, перш за все у внутрішньорічній динаміці поверхневих і ґрунтових вод; 2) активний саморозвиток угруповань і екосистем – заростання водойм та берегових зон водно-болотною й болотною рослинністю, зміна тваринного світу, відкладання органічних і мінеральних речовин; 3) динамічні процеси у формуванні та розвитку екосистем.

Характер і межі ВБАЛ визначаються дією кількох чинників: особливостями взаємного впливу суходолу й аквальних об'єктів, походженням рельєфу місцевості та котловини ставка чи водосховища, динамікою гідрологічної мережі і режимом водного об'єкту.

Процес замулювання розглядається в дослідженні як один із важливих чинників у формуванні водно-болотних ландшафтів. Вивчення процесу замулювання дає можливість прослідкувати основні закономірності взаємодії аквальних ландшафтів з ландшафтами суходолу, що визначає зародження і подальший

розвиток водно-болотних ЛК. Замулювання – процес, характерний для всіх аквальних об'єктів природного й антропогенного походження. Він може тривати від кількох до багатьох десятків років на ставках і водосховищах та сотні й тисячі років на водоймах натуральних аквальних об'єктів.

Важливим моментом для замулювання як результату взаємодії суміжних ландшафтів із ландшафтами аквальних комплексів є тип місцевості (заплавний, схиловий, вододільний), оскільки зі зміною місцевості змінюється весь комплекс фізико-географічних умов.

Для району дослідження характерні значні глибини розчленування й густота ярів та поверхневі ухили, що сприяють процесам ерозії й у сукупності з антропогенним чинником відіграють значну роль у занесенні та замулюванні водойм. Водосховища і ставки тут служать об'єктами перехоплення значної кількості ерозійного матеріалу, який зноситься з навколишніх територій. Тому для антропогенних водойм досліджуваної території характерна недовговічність, особливо це стосується малих водойм. Звідси найважливішим у процесі замулювання ставків і водосховищ є стан прилеглих ландшафтних комплексів. Еродованість ґрунтів регіону коливається від 10 до 75%. Щорічно (за останні 35 років) приріст еродованих земель становить 0,3-1,5%, у окремих господарствах 12-49%, а в окремих урочищах досягає 230-290%. Темпи змиву ґрунту сягають 0,86-4,76 мм/рік, що перевищує допустимий рівень у 4-24 рази.

За дослідженнями науковців [1] значний вплив на замулювання ставків і невеликих водосховищ мають їх розміри, а також в окремих районах площі водозбору. Як підтверджують дослідження автора, замулювання невеликих антропогенних водних об'єктів відбувається, в основному, за рахунок продуктів розмиву берегів і ложа, а також змиву ерозійного матеріалу з прилеглих до водойм територій.

На швидкість замулювання, а, отже, і на формування ВБАЛ, впливає ряд чинників: особливості берегової лінії, розміри водного об'єкту, рельєф, склад порід водозбірного басейну й суміжних ландшафтних комплексів, стан їх задернованості, а також інтенсивність антропогенного навантаження на них (города, с/г угіддя). Особливо активно цей процес відбувається в період

весняного сніготанення та літніх злив. Процес замулювання має загальну закономірність для всіх антропогенних водойм, яке поширюється на всій площі водосховища чи ставка, а занесення розпочинається з їх верхньої частини і поступово поширюється до греблі [2].

Інтенсивне сільськогосподарське освоєння територій, викликає значні зміни у розподілі стоку води і наносів рік. Збільшується нерівномірність стоку, що впливає на паводковий режим, активізуються руслові переформування, значно зростає басейнова ерозія, що сприяє збільшенню стоків наносів річок, замулюванню та відмиранню малих річок [1]. Вище згадані процеси сприяють формуванню акумулятивних відкладів ставків району дослідження.

Найкращі для спостереження розташування відкладів на днищах водойм – ставки рибгоспівської групи, на яких щоосені здійснюється спускання води для вилову риби (р. Тилігул). В цей час всі відклади проходять період ущільнення. У безводний період чітко можна виявити межі кожної групи відкладів: алювіальних, делювіальних і алювіально-делювіальних, а також можливо визначити потужність кожного шару. Найпотужнішими (до 1,8 м) товщами відкладів є конуси делювіальних відкладів, принесених тимчасовими потоками завдяки ерозійним процесам на розораних схилах суміжних ландшафтних комплексів. Сприяють надходженню відкладів із прилеглих схилів суходолу і ґрунтові дороги, які часто служать каналом перенесення еродованих порід. Основною причиною надходження делювіальних відкладів є ерозійні процеси на схилах суміжних територій, які часто викликані недосконалыми методами обробітку землі. Такі конуси виносу утворились по обидва боки вище згаданого ставка на р. Тилігул.

Найбільші площі ложа ставка зайняті алювіальними і делювіально-алювіальними відкладами, які з різною інтенсивністю та інтервалом надходять до водойми. Найактивніше процес замулювання і занесення спостерігається в перші кілька років після створення ставка. В цей час особливо активно виражена й абразійна діяльність, викликана вільною дією прибіїчних хвиль. В подальшому із врівноваженням процесів акумуляції відбувається закріплення берегів і мілководь водно-болотними рослинами, які стають

перешкодою, бар'єром для надходження відкладів у глиб водойми. Основна маса відкладів затримується в межах мілководь, закріплених рослинністю. Відклади алювіального походження розташовуються переважно вздовж підводного первинного русла річки Тилігул. Завдяки течії вони постійно переміщуються в бік греблі й частина їх виноситься за межі водойми.

Антропогенний вплив на ландшафтні комплекси суходолу, особливо в ХХ ст., знайшов відображення на річках досліджуваного району (в першу чергу це стосується малих річок регіону), що призвело до поширення ерозійних процесів, які сприяють інтенсивному замулюванню (занесенню) ставків і водосховищ, а, отже, й зростанню площ ВБАЛ.

Виділяємо декілька причин, які зумовлюють прояв ерозійних процесів, що сприяють замулюванню водойм досліджуваного району.

Велика потужність алювіально-пролювіальних добре гумусованих відкладів (продуктів ерозії схилів) у днищах балок, руслах і на заплавах.

Скорочення лісистості в басейнах річок та збільшення розораності водозборів. У структурі посівних площ частка просапних культур сягає 37%, що є однією з причин розвитку схилових ерозійних процесів, замулювання балок і верхів'їв малих річок, їх деградації.

Меліоративні роботи в долинах річок (р. Кодима, Тилігул, Маланка тощо), які спричиняють скидання з басейнів надлишку вод нагромаджених в голоцені, пониження рівня ґрунтових вод, пересихання джерел і зменшення ролі підземного живлення у функціонуванні водотоків, зниження транспортуючої здатності та посилення акумуляції наносів.

Зміни водно-фізичних властивостей ґрунтів, які спричинені їх тривалим розорюванням з використанням важкої техніки, призводить до ущільнення й зниження його протиерозійної стійкості та погіршення фільтраційної здатності. Зменшується частка підземного живлення водотоків, зростає нерівномірність стоку води протягом року, посилюється активність схилових руслових ерозійно-аккумулятивних процесів.

Посилення впливу (особливо в другій половині ХХ ст.) на русла



річок, їх заплави і долини гідротехнічного, промислового, транспортного, житлового будівництва, експлуатації заплавних і схилових кар'єрів будівельних матеріалів, поверхневої розробки родовищ корисних копалин.

Як свідчать дослідження, на території досліджуваного району інтенсивність змиву ґрунту зі схилів становить 0,001-3,5 мм/рік, темпи змиву ґрунту з улоговинних водозборів становлять 0,06-0,83 мм/сезон. На схилах і днищі улоговин водозбору перевідкладається до 40-65% продуктів ерозії схилів, а за їх межі виноситься 30-46% змитого ґрунту.



Рис 3. Водно-болотні ландшафти сформовані в процесі замулювання ставка

Більша частина цих наносів (до 60-80%) акумулюється на заплавах малих річок. В русла річок потрапляє 11-43% відкладів, винесених зі схилів. Надходження в русла річок, ставки та водосховища таких значних об'ємів наносів спричиняє їх замулювання, що призводить до обміління водойм і формування заростей водно-болотної рослинності, тобто водно-болотних ландшафтів.

Одним зі шляхів накопичення донних відкладів у ставках є продукти розмиву берегів. Найактивніше цей процес проходить на початку створення водних об'єктів, коли ще не сформувався нормальний підпірний рівень гідрологічних процесів. При різниці та коливанні рівнів води процеси акумуляції проходять неоднаково. При низьких рівнях води розмивається матеріал, що відкладався у

попередні роки в прибережній зоні водойм. Звичайно, надходження матеріалів абразії у водойму при низьких рівнях буде значно поступатись такому при рівнях близьких до нормального підпірного рівня.

Одним з показників осадконакопичення є відкладоутворююча здатність водосховища (ставка), оскільки акумуляція відкладів не однакова в різних їх частинах. У звужених ділянках цих водойм відкладоутворююча здатність буде менша ніж у розширених [17].

Відклади, що накопичуються у аквальних антропогенних водоймах Любашівського району бувають: алохтонного походження (надходження седиментаційного матеріалу з водозбору) й автохтонного походження (утворення відкладів у самій водоймі), що в подальшому призводить до таких процесів: а) транспортування завислих частинок у водоймі, їх переробка, сортування, осідання та винесення із водойми; б) утворення донних відкладів та їх перетворення в осадову породу (рис. 4).

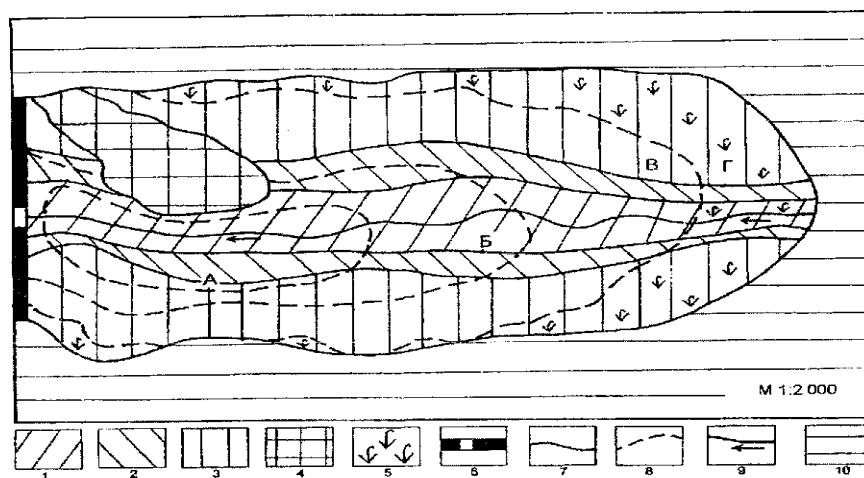


Рис. 4. Співвідношення аквальних ландшафтних комплексів і типів відкладів ставка р. Маланка

Типи відкладів: 1 – відклади переважно алювіального походження (30-40 см); 2 – відклади алювіально-делювіального походження (40-50 см); 3 – відклади делювіального походження (50-70 см); 4 – конус виносу складений пролювіальними і делювіальними відкладами потужністю 80-120 см; 5 – відклади делювіального походження покриті водно-басейною рослинністю. Інші позначення: 6 – гребля; 7 – межі типів відкладів; 8 – межі аквальних урочищ; 9 – русло водотоку після спуску ставка; 10 – суміжні ландшафтні комплекси. Аквальні комплекси: А – глибоководдя перехідної зони (2,0-2,5 м); Б – центральне мілководдя (1,5-2,0 м); В – прибережне мілководдя (1,0-1,5 м); Г – прибережне мілководдя із закріпленою водно-болотною рослинністю.

Процеси формування алохтонних відкладів, що потрапляють у водойми проходять з різною інтенсивністю й залежать: 1) від природних умов водозбору (клімат, рельєф, геологічні умови, ґрунти, рослинність, тваринний світ); 2) від господарської діяльності людини (вирубання лісів, розорювання території, осушування боліт, зрошування земель тощо). Автохтонні відклади формуються в самій водоймі, де під впливом вітрового хвилювання розвиваються абразійні процеси. Основна маса складу цих відкладів припадає на продукти розмиву берегів, а також від розмиву дна мілководь.

На відклади переробки берегів припадає 70-80%. Мілководдя, які таким чином утворюються, стають основою для формування водно-болотних ландшафтних комплексів.

Розмив берегів найбільш інтенсивно відбувається в перші роки створення водного об'єкту, коли русло затопленого водотоку пристосовується до нових умов існування. З часом інтенсивність процесів послаблюється, посилюючись лише в багатоводний період. Але вітрове хвилювання – постійно діючий чинник берегового процесу. Серед гідрологічних чинників, що визначають розмив берегів, істотним для ставків та водосховищ є коливання рівня води, річна амплітуда якого може перевищувати 1-2 м. Ритмічне зволоження і обсихання берегів призводить до їх руйнування.

Процес формування відкладів антропогенних водойм досліджуваного району відбувається з неоднаковою швидкістю, що дозволяє виділити два періоди формування донних відкладів: а) період, коли основним постачальником матеріалу є абразія берегів; б) період стабілізації, коли основна частка припадає на автохтонні процеси. Але розподіл відкладів відбувається вже в перші роки існування водосховища чи ставка, і слід відзначити таку закономірність, що осадонакопичення в затопленому руслі йде в 5-7 разів швидше, ніж в цілому у водоймі.

Поступово у ставках зростає об'єм відкладів, який залежить від розміру наносів, кількості органічних речовин і часу знаходження на дні водойми. Об'ємна маса зменшується зі збільшенням складу органічних часток. Тонкі мулисті і колоїдні частинки утворюють рідкий мул, який повністю протягом кількох років ущільнюється. В ставках, які час від часу спорожнюються, такий мул ущільнюється

швидко – через 2-4 місяці після чергового спорожнення. Піщані відклади ущільнюються на 10-15% за 2-3 роки, далі їх ущільнення малопомітне [5].

У процесі дослідження ставків виявлена така закономірність: процеси замулювання мають спільні ознаки для всіх розглянутих вище аквальних об'єктів, але не скрізь замулювання відбувається з однаковою інтенсивністю і швидкістю. Причини цього такі: 1) ставки заплавного типу місцевостей замулюються швидше, ніж ставки схилового типу, акумулятивна спроможність таких ставків вища; 2) вододільні і лощинні ставки замулюються швидше ніж ставки заплавного і схилового типів через їх, як правило, невеликі розміри і мілководність; 3) чим менший ставок, тим швидше він замулюється незалежно від типу місцевості; 4) чим більший за розмірами ставок, тим більше розтягнутий в часі процес замулювання, тим довший час існування водойми; 5) чим вища еродованість ґрунтів, прилеглих територій, тим вища інтенсивність і швидкість занесення та замулювання ставків; 6) водосховища, як антропогенні водойми значних розмірів і об'ємів водної маси, замулюються значно повільніше; 7) кожен ставок і водосховище несе в собі відображення стану суміжних ландшафтних комплексів, усіх їх складових компонентів (рельєф, ґрунтовий покрив, рослинність, антропогенний чинник), що неодмінно проявляється на замулюванні і формуванні водно-болотних ландшафтів.

Створення ставків неминуче призводить до формування в межах їх акваторії різних за глибиною ділянок: глибоководдя, перехідної зони і мілководдя.

Тут потрібен комплексний підхід, щоб показати особливості формування водно-болотних ландшафтів у межах мілководь, коли враховуються біотичні й абіотичні показники у їх взаємозв'язку. Тому доцільним буде вважати мілководдя як перехідну ділянку від водного комплексу до ландшафтів суходолу, обмежену закріпленою водно-болотною рослинністю.

Мілководдя відіграють важливу роль у зародженні водно-болотних ландшафтів. Вони служать місцем, де набувають свого подальшого розвитку процеси, які остаточно визначають зовнішній вигляд ВБАЛ, – це процеси заростання. При дослідженні водно-

болотних ландшафтів особлива увага зверталась на їх мінливість, динаміку та закономірності формування, що дозволило більш повно уявити процеси, від яких залежить розвиток та існування ВБАЛ.

Мілководні ділянки, як складноорганізовані системи, відіграють важливу перехідну роль між водними і наземними ландшафтами. Ця роль полягає у взаємодії та взаємозалежності природних компонентів цих ландшафтних комплексів. Їх взаємодія інтенсивно проходить як в середині мілководь, так і з зовнішнім середовищем, що впливає на різноманітність процесів при формуванні берегової зони, ложа, рослинного й тваринного світу водойм та водно-болотних урочищ. Мілководні території відіграють також важливу роль у продукуванні біомаси завдяки сприятливим температурним і світловим умовам їх розвитку.

У кожного ставка чи водосховища є свої особливості, походження мілководних ділянок. За генезисом виділяють такі основні їх типи: а) мілководдя затоплених заплав; б) надзаплавних терас; в) мілководдя-мілини. Найбільш поширеними є перші два типи [17].

На території досліджуваного району заплавні мілководдя поширені у верхніх частинах ставків. Це пояснюється тим, що в пригребельній частині водойм та в центральних частинах ложа, як правило, переважають глибоководні типи ландшафтних ділянок. Але залежно від будови затопленої річкової долини, заплавні мілководдя можуть поширюватися й у бік центрального ложа водойм, займаючи значні площі. Геоморфологічні умови річкової долини визначають процеси акумуляції та гідродинаміки мілководь.

Мілководдя терасового типу розташовані в середній і рідше в нижній частині водойм. Різноманітні геоморфологічні особливості терас впливають на формування мілководь, що визначає їх структуру та процеси розвитку.

Мілководдя-мілини утворюються в результаті переробки берегів, складених пухкими породами. Найбільш інтенсивно процес берегової абразії відбувається приблизно в перші 10 років після затоплення [17]. Такі мілководдя проходять триваліший шлях формування і трансформуються у водно-болотні ландшафти повільніше, ніж два попередніх типи. Нестабільність берегової лінії заважає заселенню їх водно-болотною рослинністю. І лише із врівноваженням усіх діючих процесів (абразії, акумуляції) настають сприятливі умови для закріплення водно-болотної рослинності.

Важливу роль у формуванні мілководь відіграють гідродинамічні процеси, які визначають переміщення і перемішування речовин, тепла, створюючи сприятливі умови для існування і розвитку водно-болотної рослинності, впливаючи тим самим на якість води і стан екосистеми. Ці умови визначають подальше формування ВБАЛ.

Гідродинамічні процеси в межах акваторії водойм виконують як роль перенесення (різноманітні види течій і циркуляцій), так і перемішування органічних і мінеральних речовин. Крім вище згаданих, існують групи перехідних процесів (коливання рівня води, поверхневі і внутрішні хвилювання) [14].

Важливе значення для гідрологічного режиму мілководь має вітрове хвилювання. Саме поняття «мілководності» в гідрології пов'язане з параметрами вітрового хвилювання. При цьому мілководдям вважають частину акваторії, де на процес хвилювання впливає дно. За критерій мілководності беруть співвідношення між середньою довжиною хвилі  $\lambda_0$  і глибиною на межі мілководдя  $H$  (С. Вендров, Ю. Матарзін). Більшість дослідників сходяться на тому, що це співвідношення становить:  $H = 0,65 \lambda_0$  [35].

Важливим у формуванні мілководь є гідрологічний режим, який суттєво відрізняється від режиму глибоководних ділянок своїми специфічними особливостями: нестійким рівнем води, її температурою та мутністю, характером дна. Коливання рівнів води (іноді досить значні) – характерна особливість водосховищ і ставків Любашівського району. Коливальні рухи найпомітніше проявляються на мілководних ділянках, де зміна рівнів води неминуче відображається на їх межах та розмірах. Ці зміни залежать від сезонів року, або рівня опадів. Тому у коливанні рівнів води можна виділити такі періоди: а) підняття рівня під час весняної повені або паводкових процесів; б) зниження рівня в осінньо-зимовий період або в посушливе літо; в) планомірне зниження рівня (господарський чинник). Підняття рівня води збільшує площі мілководь за рахунок затоплення водно-болотного комплексу, а його зниження зменшує мілководні ділянки через вивільнення частини днища від води. Амплітуда коливань рівня води у водоймах може бути різною і викликана такими причинами: кліматичними (природними) й антропогенними. Залежно від амплітуди коливань, мілководдя можуть періодично, частково або повністю звільнитися від води і зміщуватись у бік акваторії.

Існує поділ мілководь в залежності від глибини: до 0,6 м; від 0,6 до 1,3 м; від 1,3 до 2,0 м. Такий поділ сприятливий для детальних гідрологічних досліджень мілководних ділянок ставків і водосховищ.

На зміну рівнів та площ мілководь впливає їх місцезонашування. Мілководдя, які розміщені у верхніх частинах водосховищ і ставків, знаходяться під більшим впливом спускання води через греблю або коливання рівнів води в річках. Із віддаленням від греблі амплітуда коливань рівня води зменшується завдяки розпластуванню пропускної хвилі. Спостереження показують, що коливальні рухи води (зміни рівня) в антропогенних водоймах сприяють трансформації берегів, а це призводить до збільшення площ мілководь за рахунок накопичення ерозійного матеріалу вздовж узбережжя.

Завдяки коливальним рухам води у водосховищах чи ставках відбувається водообмін між глибоководною акваторією та мілководдям. Особливо зростає роль цього процесу для тих мілководь, які захищені від безпосереднього впливу течій та вітрового хвилювання.

Важливе значення для функціонування екосистем мілководь має режим освітленості, який є показником складності чи однорідності екосистем, що визначає різноманітність ВБАЛ. На відкритих ділянках мілководь з глибиною 0,5 м дна досягає 30-40% сонячної радіації, на ділянках з глибиною 1,0 м – 10-15%, а на глибині 2,0 м досягає лише 1-3%.

Біля 30% сонячної радіації, поглинутої водою та рослинністю, поглинається в процесі фотосинтезу, решта йде на нагрівання та підтримування інших процесів. Чим більша щільність і висота водної рослинності, тим менше сонячної радіації потрапляє до води. Крім того режим освітлення залежить від стану атмосфери й прозорості води.

У взаємодії режиму освітленості, гідродинамічних та гідробіологічних процесів формується температурний режим мілководь. При цьому провідним чинником є глибина та умови надходження сонячної радіації у водну товщу. Амплітуда коливань температури неоднакова на глибоководних і мілководних ділянках. На глибоководних амплітуда температур незначна (1-1,5°C), оскільки великі товщі води менше залежать від коливань температури зовнішнього середовища.

На мілководдях більша амплітуда коливань температури води (2-2,5°C) та більш рівномірне прогрівання з глибиною. Температурний стрибок можна спостерігати лише в період прогрівання, і приурочений він до верхньої межі водної рослинності, яка поступово розвивається і на початку червня виходить на поверхню.

Температурний режим мілководь визначає особливості процесу їх заростання і відіграє важливу роль у розвитку фіто- та зооценотичних угруповань водно-болотних ландшафтів. Температурний режим визначається загальною кількістю тепла водної маси. Формування його залежить від морфологічних характеристик водойми, проточності, різниці надходження тепла за сезонами року та протягом доби. Сезонні зміни температури води обумовлені річним ходом метеорологічних характеристик над водною поверхнею, що найбільше відображається у поверхневій товщі води.

Як стверджує Л. Зимбалецька, за сезонами року різні види рослин мають неоднакову здатність до поглинання тепла. Наприклад, рдест в 0,1 метровому шарі води поглинає 77% сонячної радіації, що надходить, очерет – 68%, рогіз – 60%, чиста вода – 57% [24].

Вид і щільність рослинності теж впливають на розподіл температур води мілководь. Висока водно-болотна рослинність сприяє вирівнюванню температури води, як за глибиною, так і упродовж доби. На мілководних ділянках до глибини 0,5 м з низькою водно-болотною рослинністю за рахунок нагрівання дна і подальшої віддачі тепла температура води вдень на 0,5-1,5°C вища, ніж на глибоководдях (у поверхневому шарі).

Рослинність із плаваючим листям збільшує поглинальну здатність і відповідно температуру води. Загалом, як показали дослідження, для мілководь, зайнятих водно-болотною рослинністю, характерна (протягом доби) більш значна (до 2°C) амплітуда коливань температури води у поверхневому шарі і менша (0,5-10°C) – біля дна.

Особливим в зоні мілководь є процес формування комплексу донних ґрунтів, що визначає формування і розвиток ВБАЛ. Первинні ґрунти мілководь характеризуються значним різноманіттям. Це залежить від типів затоплених ґрунтів та стадії їх формування. Пізніше, внаслідок сукупної дії взаємозв'язків процесів акумуляції та розмиву, ці ґрунти докорінно змінюються. Наявність фітопланктону і вищої водно-болотної рослинності, тварин (ссавців, земноводних,



молюсків, комах, червів) в зоні мілководь призводить до того, що в ґрунтовому комплексі закритих мілководь переважає мул, де вміст органічних речовин в 1,7-2 рази більший, ніж на відкритих мілководдях. Крім того швидкість накопичення мулу на закритих мілководдях в 1,7 рази більша, ніж на відкритих.

За провідними процесами С. Дубняк виділяє два типи мілководь – абразійні та акумулятивні, кожен з яких в свою чергу поділяється на види в залежності від розташування (прибережні й відкриті ділянки водойм), ухилу дна (приглубі та відмілі), особливостей донних відкладів (складені зв'язаними і незв'язаними ґрунтами) [14].

З досліджень на ключових ділянках стало зрозуміло, що провідна роль у формуванні мілководь належить гідродинаміці водойм, яка веде до закономірного розвитку і розміщення біоценозів як одного з головних чинників виділення водно-болотних ландшафтів. Дослідження показали, що завдяки наявності відкритих і захищених від вітрової діяльності мілководних ділянок водойм існує різниця у швидкості їх замулювання та заростання, що в подальшому визначає процес формування водно-болотних ландшафтів (рис. 5).

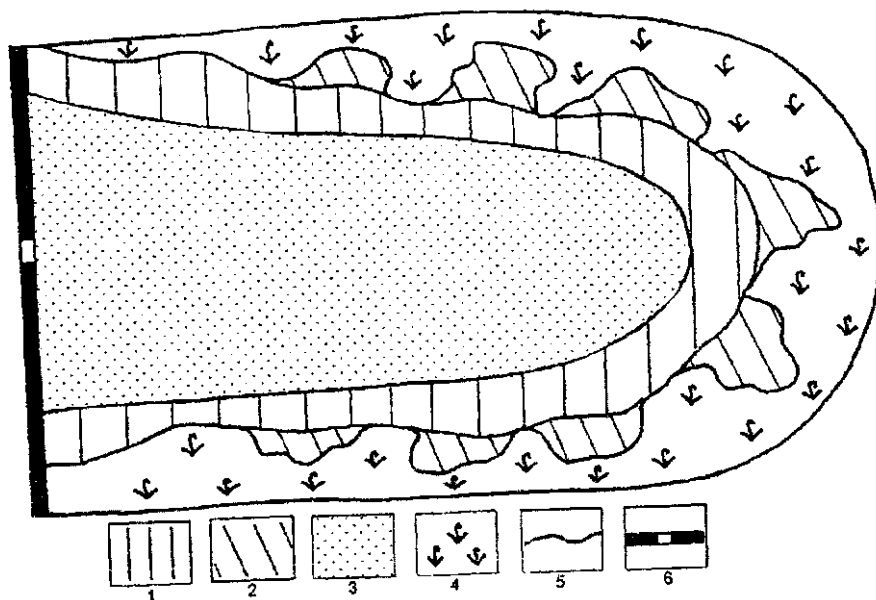


Рис. 5. Узагальнена схема розташування мілководь щодо впливу вітрової діяльності

1 – незахищені від вітрової діяльності (відкриті мілководдя); 2 – захищені від вітрової діяльності (закриті мілководдя); 3 – акваторія середніх глибин; 4 – частина водойми зайнята водно-болотною рослинністю; 5 – межі урочищ; 6 – гребля.

На відкритих ділянках інтенсивніше проходить хвилювання, що спричиняє повільніше прогрівання водних мас, а це уповільнює заростання вищою водною рослинністю, і, як результат, затримується формування водно-болотних ландшафтів.

На початковій стадії розвитку відкритих мілководних територій відбувається прискорений процес руйнування берегів, що веде до збільшення площ мілководь, інтенсивної зміни рельєфу дна, формування еродованих та намитих ґрунтів на днищі, збільшення мутності води [14]. В подальшому проходить процес завершення формування рельєфу їх дна, закінчується сортування донних відкладів, уповільнюються та припиняються абразійні процеси, зменшується надходження хімічних, мінеральних, органічних речовин з прибережних територій. Розпочинають з'являтися перші рослинні угруповання.

Найбільш помітними процесами початкової стадії розвитку водно-болотних ландшафтів є накопичення автохтонної органічної речовини. Також особливістю формування ВБАЛ на цій стадії є їх нестабільність, обумовлена коливанням рівня води, що призводить до переміщення мілководної зони в бік берега або глибоководдя. Такі процеси призводять до зміни меж і площ заростання мілководь.

Процеси, що проходять у захищених мілководних ділянках, поступово стабілізуються, встановлюється стійка динаміка заростання, яка сприяє розширенню площ рослинних угруповань. В цей період збільшується накопичення рослинних решток, що є причиною формування макрофітних відкладів. Ця стадія розвитку водно-болотних ландшафтів характеризується посиленою акумуляцією автохтонних органічних речовин, в першу чергу, за рахунок макрофітів.

Поступово процес заростання захищених мілководь уповільнюється у зв'язку з неможливістю проникнення водно-болотної рослинності на більші глибини, але збільшується поширення болотних видів рослин. Все більше заростають водною рослинністю відкриті ділянки водойм. Настає період, коли відбувається поступова зміна у складі біоценотичних угруповань. Зазнають трансформації обриси початкової берегової лінії, змінюються й затоплені ґрунти, які перекриваються відкладами

макрофітів та мулів. З розвитком ВБАЛ продовжується накопичення органічних відкладів. Зміна рівня води вже не впливає на подальше заростання мілководних територій та їх замулювання. Площі, зайняті стійкими рослинними угрупованнями, складають вже від 50 до 90% акваторії, з'являються болотні види рослинності.

Водно-болотний ландшафт, як новий тип натурально-антропогенних комплексів, характеризується особливими морфометричними, гідрологічними, мікрокліматичними умовами, які впливають на розвиток і формування рослинного світу, тварин і мікроорганізмів та їх взаємодію. Формування екосистем водно-болотних ландшафтів, які виникають у створених ставках і водосховищах, визначається, з одного боку, характером рослинності, що населяла затоплену територію, а, з іншого – фізико-географічними чинниками, такими як морфологія водного об'єкту, характер затопленої території і ложа ставка чи водосховища, характер берегів та їх переробка, режим заповнення і рівневий режим, а також хімічний склад води [21].

На склад флори водно-болотних антропогенних ландшафтів впливають особливі чинники. Якщо в перші роки флористичний склад водойми залежить в основному від рослинних угруповань, які були тут до затоплення, та випадкового потрапляння плодів, насіння, кореневищ, то при подальшому становленні флори переважне значення мають режим рівня води, особливості ґрунтів, специфіка флори суміжних ландшафтних комплексів і водозбірного басейну [25].

Деякі види водних рослин (очерет звичайний, горець змієвидний, манник водяний) при значному затопленні можуть ще деякий час вегетувати (від одного до кількох років). Інші, при відносно незначному підвищенні рівня води не відмирають (рогоз вузьколистий, стрілолист, глечики жовті тощо). Загалом, чим швидше відбувається затоплення до нормального підпірного рівня, тим швидше відмирають ті водні рослини, що населяли водойми до затоплення. Рослинність зберігається лише там, де підвищення рівня води було незначним [14]. Заселення мілководних ландшафтів, які поступово переходять до рангу водно-болотних, розпочинається невдовзі після затоплення, але цей процес для кожного водного

об'єкту проходить в різні терміни, різними темпами та в різних масштабах.

Всі ставки досліджуваного району зазнають інтенсивного заростання водною, а з часом водно-болотною і болотною рослинністю. Такий процес значно активніше проходить в межах мілководь антропогенних водойм. На всіх водоймах водно-болотна рослинність представлена, як правило, кількома найпоширенішими угрупованнями: очеретом, рогозом, комишем, осоками. Для ставків руслового типу найбільш характерним є заростання верхніх їхніх ділянок. Для інших типів антропогенних водойм заростання виражене більш різноманітно та інтенсивно і, крім верхів'я, поширюється вздовж берегових смуг. Надводними рослинами та підводними макрофітами покриваються великі ділянки верхньої і центральної частини водойм. Серед напівзануреної рослинності найбільше поширені рогіз вузьколистий і широколистий, очерет звичайний, менше – комиш озерний, а серед болотної переважають різні осоки, лепеха болотна, ситняг. Рослин із плаваючим листям менше (латаття біле, глечики жовті, різні види ряски, рдесники), вони ростуть групами серед надводних видів.

Заростання ставків і водосховищ – закономірне явище. Але для кожної водойми характерні свої особливості: інтенсивність, тривалість, видова різноманітність та переважання якогось певного рослинного угруповання над іншими. Наприклад, водосховища, на відміну від ставків, заростають повільніше через більші розміри, значні глибини та інтенсивніші абразійні процеси. Якщо рослинні угруповання очерету, рогозу, осоки притаманні усім водоймам, то угруповання лепехи болотної поширені значно менше (8 невеликих водойм поблизу сіл Червоний яр, Чайківка та в Любашівці) і характерні не скрізь.

Звичайно, найсприятливішими ділянками аквальної об'єктів для формування водно-болотних ландшафтів є прибережні мілководдя (про які було сказано вище), де створюються необхідні умови для закріплення водно-болотної рослинності: незначна глибина (до 1 м), сприятливий температурний режим, незначне хвилювання, ґрунтові умови. Тому важливим індикатором виникнення й розвитку водно-болотних ландшафтів є водно-болотна рослинність (табл. 1).

Таблиця 1

Виділення типів водно-болотних ландшафтів досліджуваного району за рослинними індикаторами

№ п/п	Тип аквальних ландшафтів	Види рослин індикаторів	Наноси		Глибина, м
			Тип	Потужність, см	
1	Водно-болотний	Осока, ситник	Ерозійно-делювіальний	20-40	0-0,5
2	Водно-болотний	Очерет, рогіз, комиш, айр болотний	Делювіально-алювіальний	40-80	0,5-2,0
3	Мілководний	Стрілолист, роголистник, багато корінник	Алювіально-делювіальний, пролювіальний	30-60	2,0-3,0
4	Глибоководний	Латаття біле, глечики жовті, рдест	Алювіально-делювіальний	20-50	3,0-6,0

Водно-болотні ландшафти характеризуються неоднорідністю, в їх межах виникають простіші типи ландшафтних комплексів: фації, де рослинні угруповання служать своєрідним їх індикатором. Кожна з рослин потребує необхідних умов для свого існування та розвитку. З'являється водно-болотна рослинність, яка розвивається в умовах перезволожених болотних ґрунтів, де формується ландшафтний комплекс, який розділяє суміжні ландшафти суходолу і аквальні ландшафти.

Нема жодного ставка, який би не зазнавав заростання. Але ставки рибгоспівської групи періодично реконструюються і це запобігає надмірному збільшенню водно-болотних комплексів. Водно-болотні ландшафти тут займають 20-30% площі водойм. Це стосується також ставків фермерських та приватних господарств, які тепер набули поширення в досліджуваному регіоні. Що ж до решти ставків, то вони значно заросли, а деякі крім цього замулились і перетворилися на болотні комплекси.

Первинним біологічним субстратом для формування гідробіоценозу в аквальних об'єктах є фітоценози, серед яких найважливіше місце належить водно-болотній рослинності, яка відіграє роль первинних продуцентів органічної речовини та кисню, бере активну участь в самоочищенні води, виконує бар'єрну функцію на шляху надходження органічних та мінеральних речовин із водозбірної площі і є субстратом для біоценозу.

Як правило, водно-болотна рослинність зосереджена вздовж берегової лінії водойм, в затоках та мілководдях, і поділяється на повітряно-водну, занурену та плаваючу (гігрофіти, гідрофіти).

Повітряно-водні рослини, або гідрофіти, з допомогою коріння прикріплені до ґрунту чи донних відкладів. Частина таких рослин знаходиться у воді, а частина – над водою, в повітряному просторі. Молоді пагони можуть знаходитись цілком у воді. Ці рослини представлені 20 видами, що складає 30% від всього складу водно-болотної флори. До цієї групи рослин належать: очерет звичайний, рогіз широколистий, рогіз вузьколистий, комиш озерний, стрілиця звичайна, лепеха болотна, сусак зонтичний, їжача голівка багатогранна, лепешняк плаваючий, осоки. Хоч серед вищої водної рослинності ця група представлена найменшою кількістю видів, але за поширенням вона займає найбільші площі серед ставків досліджуваного району і є основним представником водно-болотних ландшафтних комплексів. На ставках сіл Демидівка, Сергіївка, Олександрівка, Пилипівка та інших, на водосховищах р. Кодима найбільше поширені такі види, як очерет звичайний, рогіз вузьколистий, осоки; рідше зустрічаються лепеха болотна, комиш озерний, рогіз широколистий; ще менше – решта видів.

До рослин занурених (гідрофітів), які залежно від виду можуть бути прикріплені до дна або вільноплаваючими, відносяться: рдест гребінчастий, рдест блискучий, кушир занурений, водопериця колосова, водяний різак алоеподібний, елодея канадська, або водяна чума. До цієї групи відносять 21 вид, що складає 32% загального складу флори. Занурені рослини займають відкриті ландшафтні комплекси мілководь та середніх глибин антропогенних водойм Любашівського району і зустрічаються скрізь.

До рослин із плаваючими листками (гігрофітів) відносяться: водяний горіх Флерова, латаття біле, латаття сніжно-біле, глечики жовті. Ці рослини поширені не на всіх водоймах, а зустрічаються на ставках сіл Панкратівка, Комарівка, Покровка.

Вільноплаваючі рослини представлені такими видами: жабурник, ряска триборозенчаста, ряска мала, ряска трикоренева, або спіродела, сальвінія плаваюча. Вони мають неоднорідне поширення, але

зустрічаються на всіх ставках і водосховищах. Всього до цієї групи рослин належить 25 видів рослин, або 38% від загального числа.

Крім вище згаданих, є значна група рослин, які відносяться до водоростей. Це зелені нитчасті водорості, що обплітають коріння та пеньки, водно-болотні рослини, нерідко вистеляють дно біля берегів та на мілководдях. Утворюють вони також зелені «килими» з біомасою 2-3, а інколи до 4-6 кг/м<sup>2</sup> водної поверхні. Представники цих рослин поширені на всіх ставках і водосховищах Любашівського району, особливо зростає їх кількість в період «цвітіння» води. Бентосні та перифітонні водорості представлені одними й тими ж видами, але коли вони оселяються на дні, їх відносять до бентосних, коли ж обплітають різні підводні предмети та вищі аквальні рослини, – до перифітонних. Ці водорості належать до трьох перифітонних груп: а) зелених; б) діатомових; в) синьо-зелених [23].

Зарості вищих водно-болотних рослин, що сформувались на мілководдях, часто стають механічним бар'єром для ерозійного матеріалу, який надходить з прилеглих територій, а також своєрідною пасткою для фітопланктону, який заноситься вітровими течіями. Тут він акумулюється, осідає і з часом мінералізується. Таким чином, мілководдя (особливо на великих водоймах) гальмують процес «цвітіння» води, що покращує її якість.

Вища водна рослинність також сприяє деєвтрофікації водойм завдяки поглинанню великої кількості біогенних елементів. Рослини вилучають із води різні токсичні речовини, радіонукліди, важкі метали [22]. Ще одна важлива властивість рослин полягає в тому, що на їх поверхні формуються селективні мікробіоценози, які сприяють активній деструкції ряду небезпечних забрудників – нафтопродуктів, фенолів.

Широкий діапазон діяльності водної рослинності можна спостерігати на такому прикладі: за один рік один гектар заростей очерету з води та ґрунту має здатність поглинати близько 850 кг калію, 122 кг фосфату, 450 кг натрію, 277 кг сірки, 95 кг магнію, 95 кг кальцію, 160 кг мінерального азоту та інше.

Отже, водно-болотні ландшафти, призводячи до негативного впливу (заболочування, заростання, погіршення якості води під час гниття рослинних решток, перешкоди в експлуатації аквальних

об'єктів), одночасно мають ряд позитивних якостей, що виправдовує їх існування. Лише розумне регулювання їх розвитку дасть можливість підвищити ефективність використання антропогенних водойм і виправдає їх право на доцільне існування, як необхідної складової ландшафтної сфери в системі антропогенних ландшафтів, так і України загалом.

Дослідження водно-болотних ландшафтних комплексів досліджуваного району показали, що уже давно існує необхідність оптимізації взаємодії антропогенних водойм з ландшафтами суміжних територій.

Протягом століть людина знищила або докорінно змінила натуральні водні об'єкти. Вона створила нові, оригінальні, поки що слабо вивчені антропогенні ландшафтні комплекси, які сьогодні потребують охорони не меншої, ніж натуральні. Тому потрібна єдина система природоохоронних заходів, яка поєднає комплекси різного походження. Така система повинна включити натуральні та антропогенні об'єкти. Всі вони природні, але різні за генезисом, і повинні охоронятися державою. Очевидна недосконалість існуючої системи класифікації природно-заповідного фонду не дозволяє у повному обсязі здійснити природоохоронні заходи.

Різноманітність природоохоронних об'єктів поділяється за двома ознаками (відповідно вивчаються і фінансуються): функціями, які вони виконують (заповідники, заказники, пам'ятки природи тощо) та їх значенням (державні і місцеві). Введення нових категорій охоронних об'єктів – національних аквапарків, аквальних ландшафтних парків тощо дещо урізноманітнить першу ознаку. Доцільність поділу за другою – викликає сумніви. Наприклад, поряд два унікальних джерела: одне джерело вивчили, на друге не вистачило коштів і часу. Одне джерело – державного, інше – місцевого значення.

В природно-заповідному фонді серед охоронних об'єктів, як правило, домінують об'єкти натурального походження (87%), антропогенного (8%) і спільного (5%), що робить природно-заповідний фонд одноманітним, спрощує його структуру, залишає поза увагою ряд цінних об'єктів антропогенного походження [8].



У порівнянні з іншими регіонами України, в досліджуваному регіоні найменший показник натуральних охоронних об'єктів (біля 3,1%). Площі натуральних охоронних об'єктів можуть збільшуватись за рахунок натурально-антропогенних шляхом поступового відновлення меліорованих боліт, заплав, річок, озер і стариць, крутих схилів річкових долин тощо. Наприклад, таким можуть стати заплава річки Кодима біля села Бобрик Другий, заплава річки Тилігул між селами Демидівка і Дмитрівка, заплава річки Маланка (права притока Тилігулу) в районі сіл Катеринівка, Козаче тощо.

Існуючі антропогенні охоронні об'єкти теж мають значну наукову, естетичну, пізнавальну, виховну і практичну цінність. Їх кількість і площі в майбутньому будуть зростати.

До природоохоронних доцільно віднести групу водно-болотних антропогенних об'єктів, яка включає в себе оригінальні водосховища, ставки, покинуті канали, копанки. Окремі антропогенні і аквальні об'єкти уже сьогодні є основою заповідних об'єктів. Ще в недалекому минулому належний режим річок Любашівського району підтримувався саме раціональним використанням та охороною штучно створених на них водойм.

Необхідність взяти під охорону окремі антропогенні аквальні об'єкти сьогодні диктує також розвиток рекреації.

Річкові долини досліджуваного району зазнали чи не найбільшого впливу з боку людини, адже їх русла і заплави завжди відносять до категорії земель високої освоєності. З історичних довідок відомо, що перші наслідки впливу людини на природу річкових долин відносять до часу виникнення перших цивілізацій, де розвивалися культури зрошувального землеробства. Наслідки постійного і тривалого контакту людини з аквальними ландшафтними комплексами не пройшли безслідно. Як результат, більшість заплавно-руслених територій набули вигляду антропогенних аквальних ландшафтних комплексів, де кожен компонент (вода, гірські породи, ґрунт, рослинність, тваринний світ) зазнав впливу людини. Воду забруднено відходами промислового й сільськогосподарського виробництва, побутовими відходами; первинні ґрунти заплав зазнали перезволоження або перейшли до рангу донних. Змінився видовий склад рослинності (збільшилась

кількість болотних та водно-болотних видів) і тварин (зростає кількість водно-болотних птахів, комах).

За останні десятиріччя найбільш значних змін зазнали природні води, що пов'язано з інтенсивним використанням водних ресурсів як у межах річкових долин, так і за їх межами, на площі усього річкового басейну.

Вплив водогосподарських заходів на рослинний світ виявляється у погіршенні умов їх водного і мінерального живлення. Це пов'язано зі зміною об'єму стоку та його режиму, порушенням хімічного складу вод, зменшенням кількості поживних речовин і збільшенням вмісту в воді шкідливих або отруйних сполук. Із проведенням водогосподарських заходів та будівництвом гідротехнічних споруд виникає ситуація, яка призводить до зарегульованості стоку, що змінює умови розвитку і продукування рослинності [14].

Недостатньо враховано значення рослинного світу водойм, адже вони вилучають різні токсичні речовини, важкі метали, радіонукліди [14]. На поверхні рослин формуються селективні мікробіоценози, які сприяють активній деструкції ряду небезпечних забруднюючих речовин – нафтопродуктів, фенолів. Лише в кореневій системі 1 га повітряно-водної рослинності, можуть за вегетативний період виводитися з кругообігу, накопичуватися і захоронятися в донних відкладах десятки та сотні кілограмів азоту, фосфору, магнію, калію, марганцю, заліза, свинцю, хлорорганічних пестицидів та інших хімічних речовин [24].

Встановлено, що за рік із води та ґрунту 1 га заростей очерету поглинає близько 850 кг калію, 122 кг фосфору, 450 кг натрію, 277 кг сірки, 95 кг магнію, стільки ж кальцію, більше 160 кг мінерального азоту тощо.

Ще одним підтвердженням позитивної ролі вищої водної рослинності є те, що на 1 га заростей очерету зростає 350 тисяч одиниць цих рослин і поглинаюча площа їх коренів дорівнює 112420 км<sup>2</sup>. Така потужна коренева система служить природним фільтром для різних домішок, що знаходяться у воді. Очерет також може осушити болото та закріпити своїми коренями навіть найнестійкіший берег. В коренях і стеблах очерету є повітряні пустоти, які при довжині коренів 2 м пронизують болотний ґрунт та утворюють

«вентиляційний» канал, яким повітря поступає в ґрунт, прискорюючи окислювальні процеси. Також очерет запобігає розмноженню синьо-зелених водоростей, які викликають «цвітіння» води. Тому штучні насадження очерету на ставках і водосховищах можуть служити натуральним фільтром очищення води. Потрібно лише час від часу скошувати очерет, щоб його відмерлі стебла не забруднювали водойму.

Природоохоронними об'єктами можуть стати мілководні й водно-болотні ландшафти. Ці високопродуктивні ділянки мають особливе значення як нерестилища і місця нагулу личинок та малька промислових риб. Мілководдя і водно-болотні ландшафтні комплекси є багатою кормовою базою не лише для водних, напівводних та сільськогосподарських тварин, а також як місця розмноження багатьох видів птахів. Важливу роль мілководні і водно-болотні комплекси відіграють в процесах самоочищення антропогенних водойм [24].

Важливим аспектом у природоохоронній справі є процес замулювання мілководь, який сприяє їх заростанню. Адже мілкі місця – це унікальні біологічні ресурси, зокрема сапропель – один з цінних природних ресурсів, що набуває особливого значення для підвищення родючості (місцеві мінеральні добрива), як додаткова кормова база у тваринництві тощо. На мілководдях водойм перехрещуються інтереси сільського господарства, мисливства, рибальства та проблеми охорони природи. Комплексне використання мілководь буде найбільш доцільним у поєднанні із сільськогосподарським напрямом.

Створення та експлуатація водосховищ і ставків досліджуваного району свідчить про те, що питання оптимізації й охорони необхідно розглядати як єдиний комплекс. При такій постановці питання потрібні систематичні дослідження і врахування багатьох взаємопов'язаних аспектів проблеми, що передбачає досягнення максимального можливого комплексного використання аквальної, земельної, біологічної, рекреаційної та енергетичної ресурсів водних об'єктів, оптимізацію взаємодії водно-болотних ландшафтів з оточуючими ландшафтними комплексами і ландшафтно-інженерними системами.

Враховуючи ситуацію, яка склалася на території досліджуваного району на сучасному етапі взаємодії природи і людини та подальшу перспективу в галузі використання і охорони водних ресурсів, в тому числі водосховищ і ставків, виникла необхідність пошуку нових науково-методичних підходів підвищення ефективності використання водно-болотних ландшафтних комплексів.

Одним із підходів у розвитку природоохоронних ідей досліджуваного району є впровадження концепції Європейської екомережі (European Ecological Network), як ідеї всеєвропейської системи охорони природної спадщини європейської спільноти. Ця ідея є інтегральною в організації збереження біо- та ландшафтної різноманітності і може бути задіяна для оптимізації водно-болотних ландшафтів досліджуваного регіону. Створення регіональної екомережі Любашівського району як комплексної та багатофункціональної природної системи відкриває можливості для збереження біологічної різноманітності, стабілізації екологічної рівноваги, підвищення продуктивності ВБАЛ, покращення їх функціонального стану.

Як натуральні, так і антропогенного походження водойми в останні десятиліття зазнають негативного впливу людини. Заходами оптимізації ставків і водосховищ з ландшафтами суміжних територій є такі:

Санація водойм – спосіб протистояння забрудненню, що включає: утримання на відстані забруднюючих речовин та отрут, внутрішню реставрацію водойм, яка передбачає спорудження відстійників, штучних бар'єрів (дамб).

Реставрування ставків і водосховищ: а) хімічним способом, коли окислення седиментів здійснюється денітрифікуючими організмами водойм, які за допомогою добавок нітрату розкладають органічний матеріал; б) вапнування кислих водойм (деякі ставки річки Тилігул).

Реставрування водойм механічним способом, тобто: а) видалення рослинності, мулу; б) примусова циркуляція води за допомогою стиснутого повітря, що сприяє перемішуванню води. Завдяки цьому нейтралізується теплове розшарування, а це призводить до зменшення накопичення біомаси (цвітіння води); в) зменшення освітленості водойм (особливо малих) через затінення (дерева,

чагарники, штучне хімічне помутніння, плівки тощо), що дасть можливість побороти надмірне заростання рослинністю та водоростями.

Біологічні методи: розведення білого амура для боротьби з мікрофітами та товстолобика проти фітопланктону.

Але такі методи мають і негативний бік, оскільки вапнування не приносить тривалих результатів, а часті короткочасні зміни рН призводять до неконтрольованої зміни видів рослин. При видаленні рослинності покращується проникнення світла і знову розпочинається ріст фітопланктону (евтрофікація), зростає загроза ерозії берегів, надходження ерозійного матеріалу із суходолу.

Позитивна роль водно-болотних ландшафтних комплексів в оптимізації природи досить значна, але створення ставків і водосховищ інколи призводить до негативних змін у ландшафтах суходолу. Тому виникає потреба в оптимізації процесів взаємодії аквально-ландшафтних комплексів з ландшафтами суміжних територій, що передбачає пошук збалансованого співвідношення між досліджуваними ландшафтами, їх охороною та цілеспрямованим перетворенням. Для цього необхідне вивчення взаємного впливу контрастних середовищ аквально-ландшафтних комплексів, що викликано потребою пошуку шляхів більш ефективного їх перетворення. Дослідження показали, що можна керувати розвитком водно-болотних ландшафтних комплексів суходолу у необхідному напрямі господарського використання. Тому заплановані зміни ландшафтних комплексів повинні бути передбачуваними на основі детальної інформації про їх стан. Отже, керувати розвитком водно-болотних ландшафтних комплексів означає підтримувати їх в оптимальному стані функціонування і взаємодії із суміжними ландшафтними комплексами. Для того, щоб вдало вирішити поставлені завдання, необхідно враховувати можливу реакцію ландшафтних комплексів суходолу на заплановані зміни і, навпаки, реакцію водно-болотних ландшафтних комплексів з боку оточуючих територій. В цілому керування розвитком ландшафтних комплексів здійснюється шляхом перерозподілу речовин та енергій, чому сприяє поєднання двох контрастних середовищ (водного і наземного).

Оптимальне керування розвитком водно-болотних ландшафтних комплексів дозволяє знизити негативний вплив їх на суміжні ландшафти, а також попередити передчасне замулювання і заростання ставків та водосховищ під впливом натуральних і антропогенних чинників. Спорудження антропогенних водойм, та їх вплив на оточуючі ландшафти має враховувати сучасний стан ландшафтних комплексів і можливі зміни в процесі їх розвитку. Отже, потрібен постійний контроль над функціонуванням і динамікою процесів, що визначають взаємовплив водно-болотних ландшафтів та ландшафтних комплексів суходолу. Оптимізація процесів взаємодії антропогенних водойм з ландшафтами суміжних територій дає можливість ліквідувати несприятливий взаємовплив і запобігти негативним наслідкам при будівництві та введенні в експлуатацію водосховищ і ставків Любашівського району.

Що ж до оптимізації меліоративних ландшафтних комплексів, то їх стійке й ефективне функціонування без негативних наслідків впливу на суміжні ландшафти, можливе на основі відповідності меліоративних заходів щодо специфіки ландшафтних комплексів, які зазнають меліорації. Меліоративні заходи повинні бути чітко зорієнтовані на існуючий стан ландшафтів. Оскільки стан задіяних людиною ландшафтів у процесі їх розвитку зазнає змін, пов'язаних зі зміною умов функціонування, то необхідне коригування меліоративного впливу на ландшафтні комплекси через врахування особливостей структури ґрунтів, рівня ґрунтових вод, ухилу місцевості тощо. Без зазначеного коригування знижується ефективність меліорації, що призводить до виникнення негативних наслідків (порушення структури ґрунтів, надмірне або недостатнє зниження рівня ґрунтових вод тощо). Тобто необхідне регулювання розвитку ландшафтних комплексів.

Основні завдання оптимізації водно-болотних ландшафтів у процесі взаємодії із суміжними ландшафтними комплексами повинні бути пов'язані з науковим обґрунтуванням потреб людини шляхом дослідження і вивчення функціонування та розвитку для покращення стану досліджуваних ландшафтних комплексів Любашівського району. А тому виникає потреба у збільшенні уваги до питань збереження натурального потенціалу ландшафтів в процесі їх

розвитку і функціонування. Вирішення питань оптимізації досліджуваних ландшафтних комплексів потребує вивчення даних про природні та ландшафтні особливості регіону, сучасний стан антропогенного навантаження, тенденції розвитку і особливості взаємодії водно-болотних ландшафтів з ландшафтами суміжних територій.

Дослідження показали, що оптимізація водно-болотних і суміжних з ними ландшафтних комплексів можлива завдяки застосуванню таких заходів:

1. Задіяти до розробки проектів щодо оптимізації річок, антропогенних водойм, заплав річкових долин не лише фахівців водного господарства і меліораторів, але й географів, біологів, екологів, гідрологів, фахівців сільського, лісового господарства, а також охорони природи і рекреації. Такий підхід дозволить виробити єдиномірний напрям оздоровлення водно-болотних ландшафтних комплексів і можливість реально оцінити специфіку речовинно-енергетичних міжкомпонентних зв'язків, а це дасть змогу передбачити, як негативні, так і позитивні наслідки майбутнього розвитку і функціонування ВБАЛ. Отже, лише у поєднанні досліджень різногалузевих фахівців можливо оптимізувати розвиток водно-болотних ландшафтів Любашівського району.

2. Розробити загальні схеми відновлення річищ та їх заплав (у майбутньому і басейнів річок досліджуваного району) з урахуванням місцевих природних умов та особливостей господарського освоєння водних ресурсів і заплав. Так, наприклад, при дослідженні долини річки Маланки між селами Катеринівка і Козачий яр, виявлено здатність заплави до самовідновлення, що дасть можливість повернути значну її площу (біля 50-60 га) до натурально-антропогенного стану розвитку і функціонування водно-болотних ландшафтних комплексів. Сучасний стан заплави показує, що у господарському освоєнні вона використовується частково під сіножаті (центральна і притерасна частина) та під випас худоби (притерасна частина). Правобережна заплава порізана меліоративними каналами, які вже втратили свою функціональну спроможність внаслідок значного замулення (відклади мулу коливаються в межах 1 м), та заростання водно-болотною

рослинністю (очерет, комиш, рогіз, череда тощо). В деяких місцях канали зовсім висохли, і їх днища вкриті заростями чагарників. Повсюдно схили каналів заросли кущами шипшини, глоду та деревною рослинністю (верба, вільха, осика, липа, сосна).

З припиненням осушувальної ролі каналів почала збільшуватись площа заболочування заплави. Заболочування зростає (від русла річки в глиб заплави) на 20-50 см щорічно з коливанням до 1 м, як в бік зволоження у вологі періоди), так і в бік осушування (у сухі), але зі збереженням тенденції до заболочування. Процес заболочування наростає за рахунок відтворення проходження речовинно-енергетичних зв'язків у межах водно-болотних ландшафтних комплексів, а також завдяки замулюванню самих каналів. У пониженнях центральної заплави на місці каналів розвинулись водно-болотні ландшафтні комплекси площею 0,3-0,5 га. Це дає змогу передбачити, що в майбутньому з припиненням антропогенного навантаження заплава перейде поступово до рангу натурально-антропогенного, а надалі умовно-натурального водно-болотного ландшафту. Результатом оптимізації водно-болотних ландшафтних комплексів заплави річки Кодима має стати створення заповідної території, де змогли б безпечно гніздуватись і розмножуватись водно-болотні види птахів (сіра і біла чаплі, лелеки, качки, лебеді).

3. Індивідуальні схеми відновлення річок розробляти на ландшафтній основі з урахуванням історії освоєння річок і специфіки існуючого сьогодні ставково-заплавного типу місцевостей.

Більшість ставків досліджуваного району (60-70%) експлуатувались досить тривалий історичний час (50-60 років), що призвело до значного їх замулювання і заростання. Сучасний антропогенний ставково-заплавний тип місцевостей таких річкових долин все більше нагадує натуральний. Тому з'явилась можливість створити індивідуальні схеми (для окремо взятої річки) відновлення натуральних русел річок і їх заплав. Майже на кожній річці Любашівського району є така можливість. Наприклад, повсюдно на річці Тилігул (ліва притока Кодими) зустрічаються покинуті ставки, які повністю або майже повністю заросли водно-болотною рослинністю. Така ситуація сприяє процесу відновлення умовно-натурального стану, як річища так і заплави. Якщо зруйнувати



греблю, річище займе оптимальне положення, а подальші процеси (без втручання людини) набудуть натурально-антропогенного характеру. З відновленням натуральних процесів (встановленням початкового, до затоплення, рівня ґрунтових вод, прямих і зворотних зв'язків із суміжними ландшафтними комплексами тощо) колишнє днище ставка із заболоченого урочища перейде знову до рангу заплави. Не скрізь є можливість і доцільність у руйнуванні греблі ставків (у більшості випадків після припинення експлуатації ставка гребля залишається), але, як показали дослідження, повсюдно на річках досліджуваного району у таких випадках відновні процеси, хоч дещо повільніше, все ж ведуть до відтворення первинних речовинно-енергетичних зв'язків у водно-болотних ландшафтних комплексах річок і річкових долин.

4. Необхідно відмовитись від практично суцільного будівництва ставків і розробити (у подальших дослідженнях) допустимі норми кількості водних об'єктів на кожній річці з урахуванням збереження її природних особливостей. Як вже згадувалось вище, із високою зарегульованістю річок досліджуваного району ставками та водосховищами відбулась значна (60-80%, а іноді і 90-95%) трансформація натурального заплавного типу місцевостей в антропогенний, що негативно позначилось на швидкості течії річок. У зв'язку з підпором води підвищився рівень ґрунтових вод і, як наслідок, у верхньому б'єфі збільшилась зволоженість заплави та зросла їх заболочуваність, а у нижньому, навпаки спостерігаються процеси остепніння. Крім того, покинуті ставки збільшують процент заболочування річкової долини. Зарегульованість річок призводить до зміни поздовжнього профілю річкової долини, який стає східчастим, що негативно відображається на природному рухові води в руслі. Тому суцільне будівництво ставків на річках несе переважно негативне значення. Відмова від такого їх будівництва буде сприяти збереженню натуральних особливостей (які ще подекуди існують) кожної окремо взятої річки досліджуваного району.

Сучасний стан ставків (замуленість, заростання) сприяє процесам (оптимізації, що дає можливість і для зворотної трансформації антропогенно-заплавних водно-болотних ландшафтних комплексів у

натурально-заплавні, хоча ще довгий час (десятиріччя, можливо, і сторіччя) буде даватись взнаки антропогенний вплив на них.

5. Залишити частину річок для самовідновлення, зменшивши на них господарське навантаження. В першу чергу, це стосується річкових заплав де через відсутність коштів і недоцільність осушувальних робіт призупинились (або призупиняються) осушувальні роботи (застаріли і замулились осушувальні канали, а подекуди пересохли і повністю заросли). Наступними є річкові долини, де існують виведені з експлуатації ставки, непридатні для господарської діяльності через значне замулення чи заростання. А також доцільно буде спеціально призупинити антропогенний тиск на річки, звільнивши деякі ставки із господарської експлуатації (звичайно попередньо вивчивши і дослідивши їх) для самовідновлення водно-болотних ландшафтних комплексів.

Отже, оптимальний розвиток водно-болотних ландшафтів може бути забезпечений при врахуванні умов їх функціонування як рекреаційних ландшафтних комплексів, а також при формуванні єдиної системи природоохоронних об'єктів досліджуваного району і заходів, які б поєднали між собою напрями оптимізації досліджуваних ландшафтів натурального й антропогенного походження. Оптимізація процесів взаємодії ВБАЛ із ландшафтними комплексами суміжних територій можлива завдяки науково обґрунтованому пошуку збалансованого співіснування між ними, їх сумісною охороною та поліпшенням завдяки застосуванню запропонованих заходів.

#### *Література*

1. Антропогенные изменения стока малых рек Украины и их учет при водохозяйственном планировании / Бышовец Л.Б., Молодых В.П., Кочубей С.Г. и др. Труды V Всесоюзного гидрологического съезда. Л.: Гидрометеиздат, 1990. Т.4. С. 613-619.
2. Барышников Н.Б. Антропогенное воздействие на русловые процессы. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 241 с.
3. Вишневський В.І. Про стан малих річок України. *Меліорація і водне господарство*. 1994. Вип.80. С. 47-58.
4. Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання. К.: Віпол, 2000. 376 с.
5. Водне господарство України. За ред. Яцика А.В., Хорєва В.М. К.:Гене́за, 2000. 456 с.
6. Водогрецкий В.Е. Антропогенные изменения стока малых рек.

Л.: Гидрометеиздат, 1990. 176 с.

7. Воловик В.М. Ландшафтознавчий аналіз рекреаційних умов та ресурсів Східного Поділля: дис.... канд. геогр. наук: 11.00.01. К., 1996. 198 с.
8. Воропай Л.И., Куныця М.М. Селитебные геосистемы физико-географических районов Подолии. Черновцы: ЧГУ, 1982. 90 с.
9. Гончаренко Г.Є. Динаміка чисельності земноводних в умовах антропогенної трансформації середовища в районі басейну річки Південний Буг: монографія. Умань, 1993. 241 с.
10. Трансформація ландшафтних екосистем річкових долин Центрального Побужжя : монографія / [Гончаренко Г.Є., Совгіра С.В., Лаврик О.Д., Гончаренко В.Г.] К.: Наук. світ, 2009. 329 с.
11. Денисик Г.И. Речные ландшафты Юго-Запада СССР. *География и природные ресурсы*. Новосибирск: Изд-во «Наука» Сибирское отделение АН СССР, 1985. С. 89-94.
12. Денисик Г.І. Антропогенні ландшафти Правобережної України. Вінниця: Арбат, 1998. 289 с.
13. Деєв Д.С., Клименко М.О. Основні системи класифікації водно-болотних угідь. *Наукові записки Вінницького педіунверситету. Серія: Географія*. Вип.7. 2004. С.21-29.
14. Дубняк С.С. Гідродинаміка мілководь дніпровських водосховищ, її екологічна роль. дис.... канд. геогр. наук: 11.00.07. К., 1997. 187 с.
15. Екологічне оздоровлення Дніпра / Шевчук В., Мазуркевич О., Навроцький В. та ін. К.: Геопринт, 2001. 267 с.
16. Загорчевна Н. Еколого-економічна оцінка водогосподарського комплексу Південного Бугу. *Водне господарство України*. 1998. №5-6. С.25-30.
17. Зеров Н.Н. Формирование растительности и зарастание водохранилищ Днепровского каскада. К.: Наукова думка, 1976. 141 с.
18. Иванов К.Е. Гидрология болот: учебное пособие для геогр. фак. гос. ин-тов и гидрометеорологических ин-тов. Л.: Гидрометеиздат. 1953. 300 с.
19. Кирюшкин В.Н. Формирование и развитие болотных систем. Л.: Наука, 1980. 87 с.
20. Ковальчук І., Каганов Я., Сливка Р. Прикладна гідроекологія.

Львів: ЛНУ, 2000. 228 с.

21. Квaziприродні ландшафти Центрального Побужжя : монографія [Совгіра С.В., Гончаренко Г.Є., Грабовська С.Л., Подзерей Р.В.]. К.: Наук. світ, 2011. 168 с.
22. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. К.: Наукова думка, 1988. 188 с.
23. Малі річки Центрального Побужжя: монографія [Совгіра С.В., Гончаренко Г.Є., Гончаренко В.Г., Берчак В.С.] видавництво Ciesielski I Spolka, 2015. 152 с.
24. Мелководья Кременчугского водохранилища [Л.Н. Зимбалевская, Н.В. Пикуш, А.В. Кудина и др.] К.: Наукова думка, 1979. 281 с.
25. Мережко А.Н. Высшие водные и прибрежные водные растения / *Тезисы докладов I Всесоюзной конференции*. К.: Наукова думка, 1977. 79 с.
26. Пащенко В.М. Методологія постнекласичного ландшафтознавства. К.: НАМ України, 1999. 218 с.
27. Питуляк М.Р. Ландшафтні основи рекреаційного природокористування *Наукові записки Тернопільського держ. педуніверситету Серія: Географія*. Тернопіль, 1999. Вип.1 (7). С. 167-172.
28. Природно-заповідний фонд Української РСР [В.С. Одноралов, В.П. Давидов, О.Б. Божко]. К.: Наукова думка, 1981. 308 с.
29. Природоохоронні території Української РСР. Ред. Д. И. Проценко. К.: Урожай, 1983. 176 с.
30. Розбудова екомережі України (Програма розвитку ООН). За ред. Ю.Г. Шеляг-Сосонко. К., 1999. 127 с.
31. Топчієв А. Г. Суспільно-географічні дослідження: методологія, методи, методики: навчальний посібник. Одеса: Астропринт, 2005. 632 с.
32. Шмаков В. М. Обеспеченность солнечной энергией водной толщи днепровских водохранилищ. *Гидробиологический журнал*. 1982. №4. С. 79-85.
33. Ющенко Ю. С. Гідроморфологічні закономірності розвитку русел. Чернівці: Рута, 2005. 320 с.

### Розділ 3.

## МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ПАРАМЕТРІВ ПІГМЕНТУ ФІТОПЛАНКТОНУ У ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Для екологічного моніторингу водних об'єктів застосовуються багатоспектральні методи [1–5]. У той же час, комплексний вплив забруднюючих речовин на водний об'єкт оцінюється за допомогою біоіндикації з використанням деяких водних організмів, наприклад, фітопланктону або вищих водних рослин [6; 7]. Екотоксичність суміші невідомих забруднювачів, що потрапили у водойми, кількісно визначається змінами параметрів біоіндикаторів. При використанні біоіндикації фітопланктону екологічний моніторинг можна здійснювати, змінюючи такі параметри пігменту, як співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, або співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом. Метою дослідження є оцінка надійності багатопараметричного багатоспектрального моніторингу пігменту фітопланктону у природних водних середовищах за результатами дослідження помилок першого та другого типів та надійності контролю в окремих спектральних каналах.

*Математичне моделювання спектральних характеристик шару водного середовища зі зміною пігментних параметрів.* Використовуючи техніку математичного моделювання розсіювання світла в малокутовому наближенні [2; 5], вирішуємо пряму задачу визначення спектральних характеристик природних водних середовищ для таких випадків зміни параметрів пігменту фітопланктону:

а) співвідношення між хлорофілом а та загальним вмістом хлорофілу фітопланктону  $\text{Chl}_a/\text{Chl}$  у водному середовищі коливається від 0,8 до 0,9; співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом  $\text{Карот}/\text{Хл} = 0,27 \pm 0,027$ ; біомаса фітопланктону у водному середовищі  $B = 17,7 \pm 1,77$  мг / л;

б) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі  $\text{Хл}_a/\text{Хл} = 0,8 \pm 0,08$ ; співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом

Карот/Хл змінюється від 0,2 до 0,4; біомаса фітопланктону  $B = 17,7 \pm 1,77$  мг/л.

У той же час параметри фітопланктону мають нормальний закон розподілу. Спектральні характеристики коефіцієнта дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні параметрів пігменту фітопланктону розраховані на рис.1.

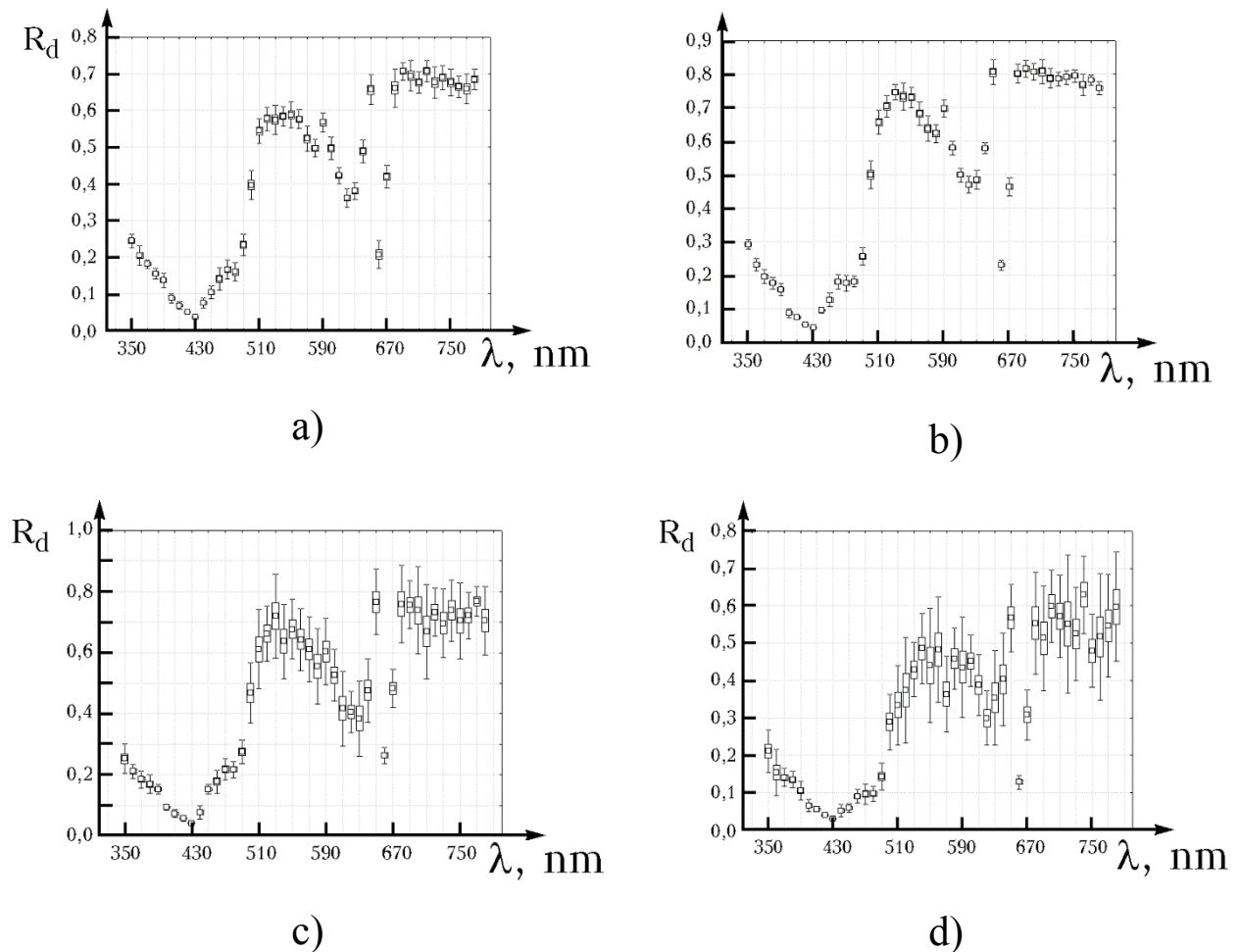


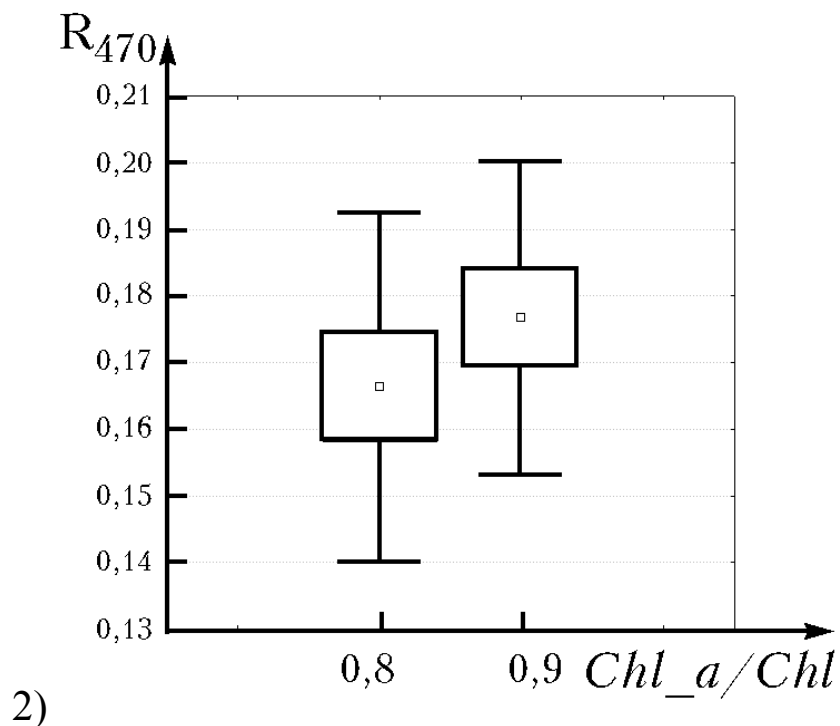
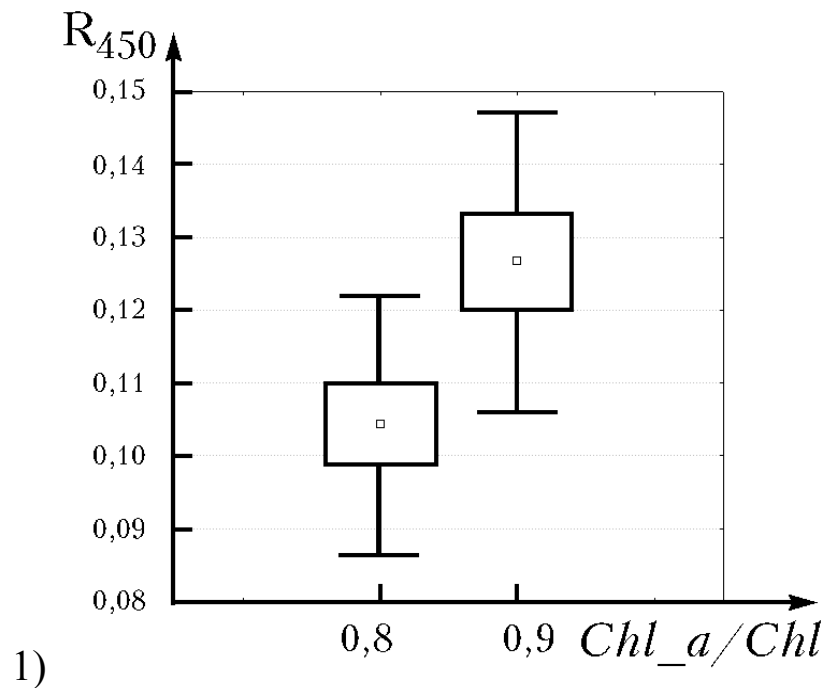
Рис. 1. Спектральні характеристики загального коефіцієнта дифузного відбиття на поверхні природного водного середовища при зміні параметрів пігменту фітопланктону:

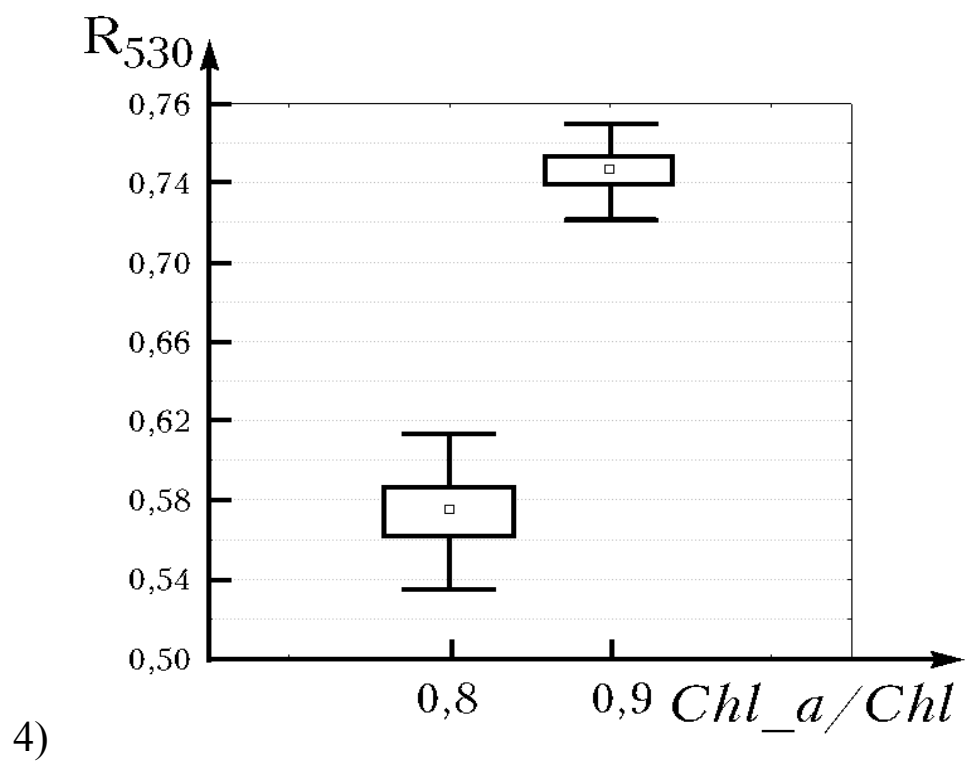
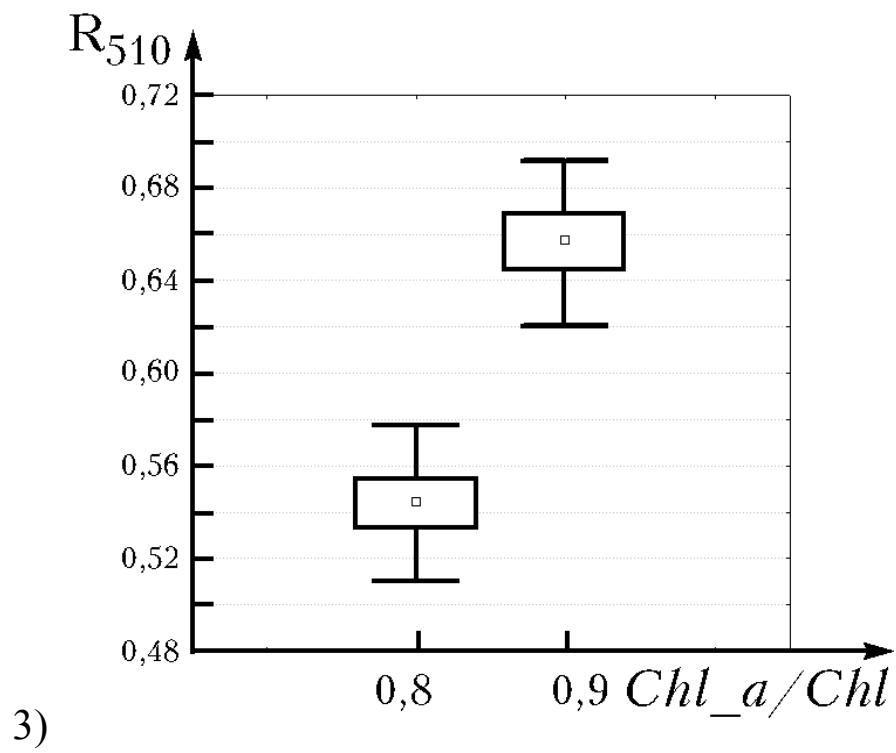
- a)  $Chla/Chl = 0,8$ ;  $Carot/Chl = 0,27 \pm 0,027$ ; b)  $Chla/Chl = 0,9$ ;  $Carot/Chl = 0,27 \pm 0,027$ ;  
 c)  $Chla/Chl = 0,8 \pm 0,08$ ;  $Carot/Chl = 0,2$ ; d)  $Chla/Chl = 0,8 \pm 0,08$ ;  $Carot/Chl = 0,4$

Для прийняття рішення про стан досліджуваного об'єкта за результатами мультиспектральних вимірювань у лабораторній моделі багатоспектрального об'єкта моніторингу навколишнього середовища проводяться вимірювання на довжинах хвиль, що відповідають характеристикам джерела випромінювання. Діаграми величини коефіцієнта дифузного відбиття на поверхні водного

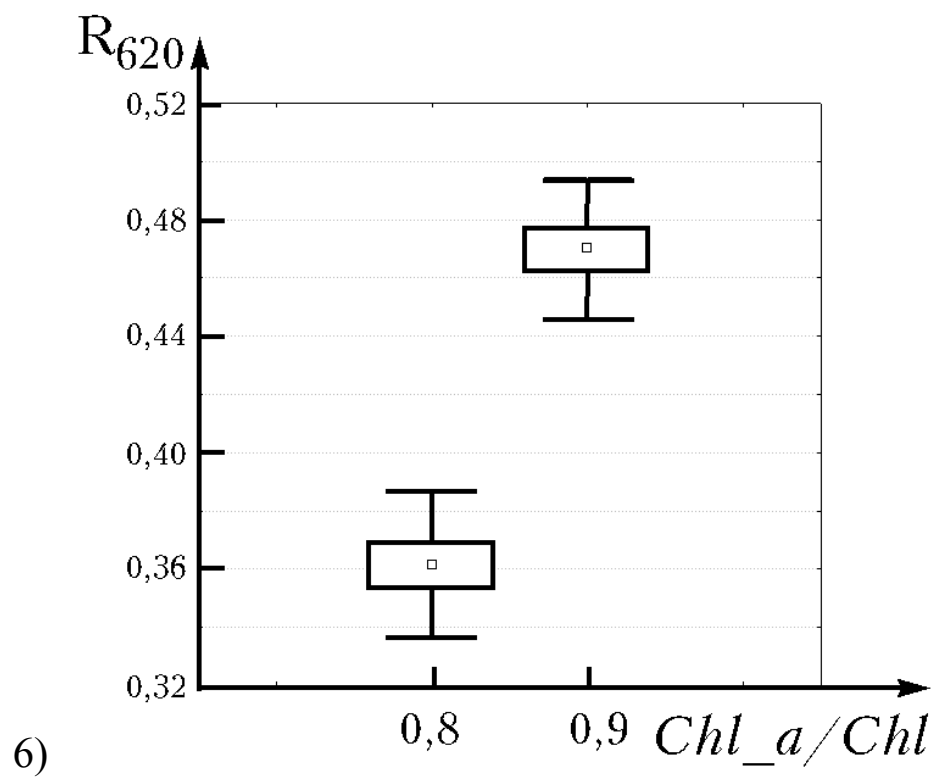
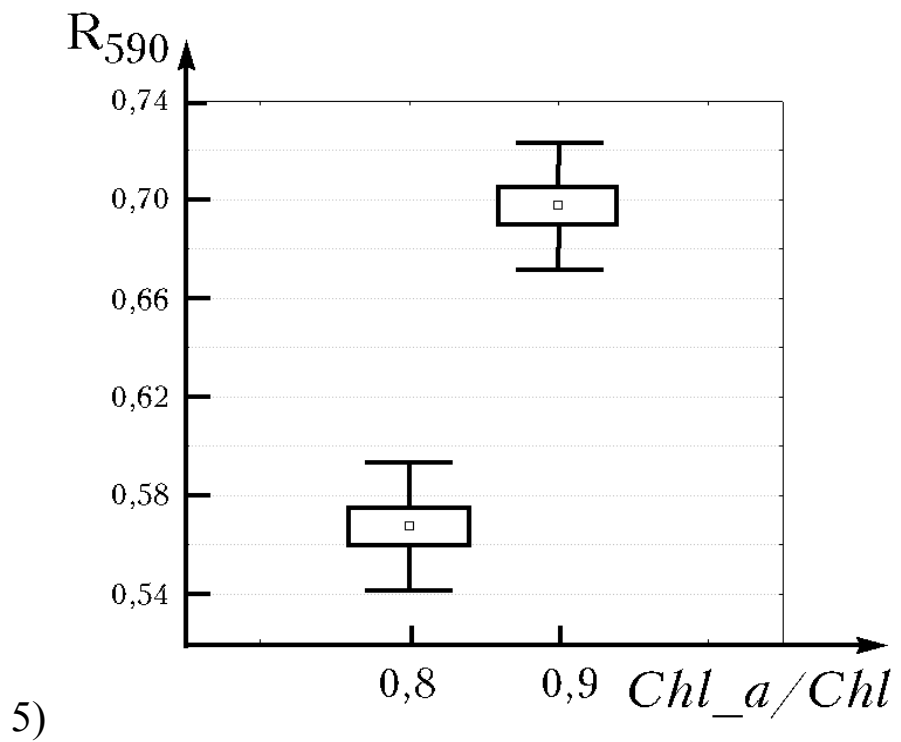
середовища, отримані в результаті зміни параметрів пігменту фітопланктону на цих довжинах хвиль, наведені на рис. 2.

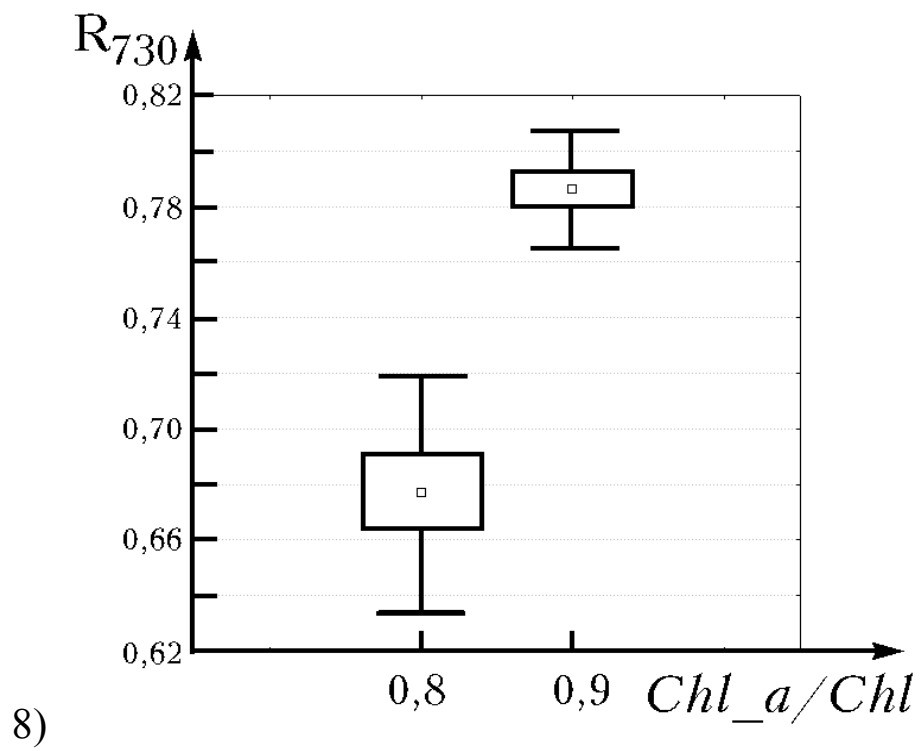
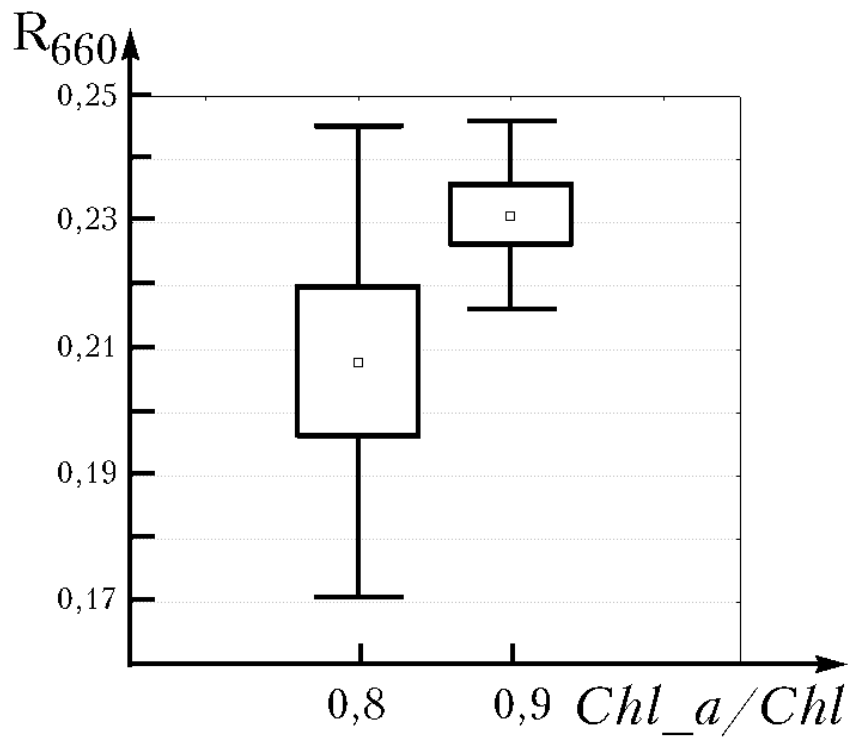
Стан досліджуваного об'єкта на довжині хвилі 510 нм. Розподіл вимірюваного значення, тобто коефіцієнта дифузного відбиття на поверхні водного середовища, коли співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону змінюється від 0,8 до 0,9, відповідає нормальному закону розподілу.

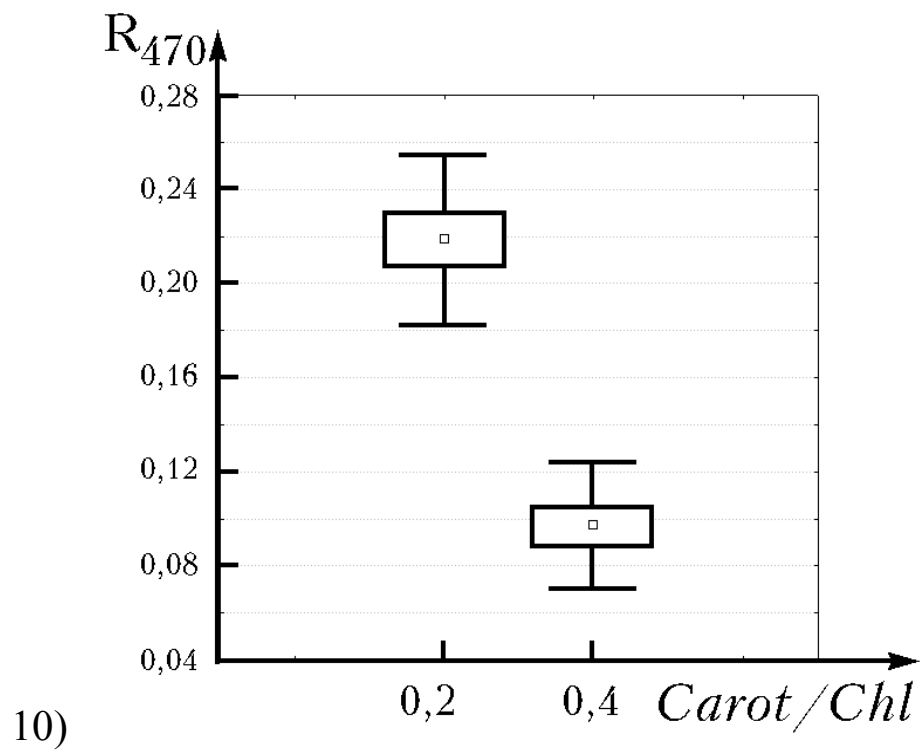
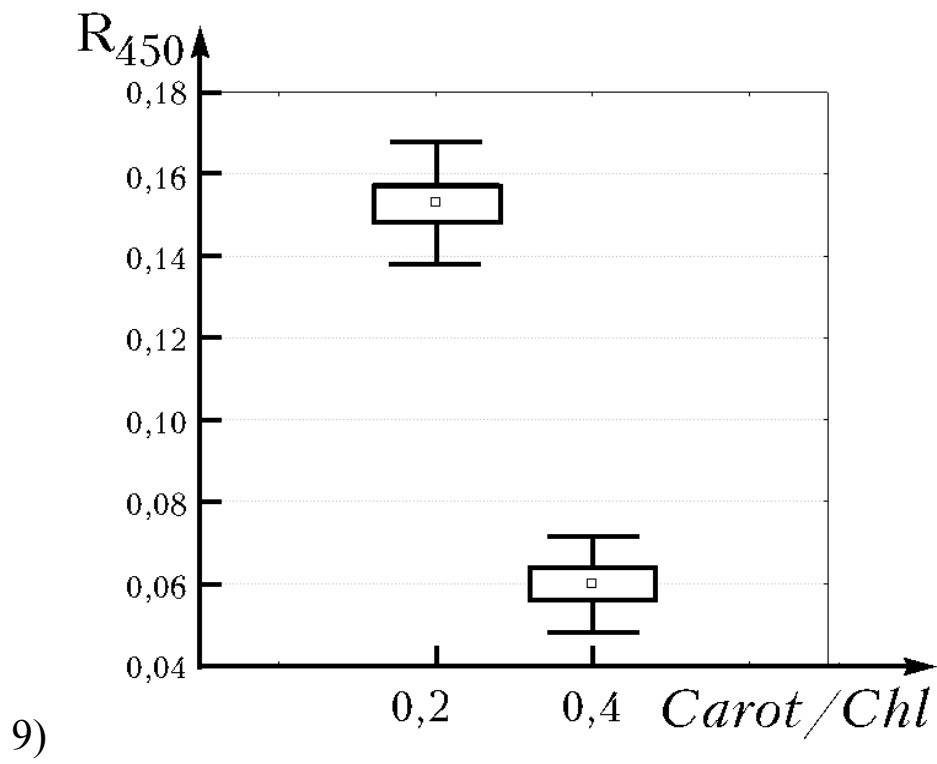


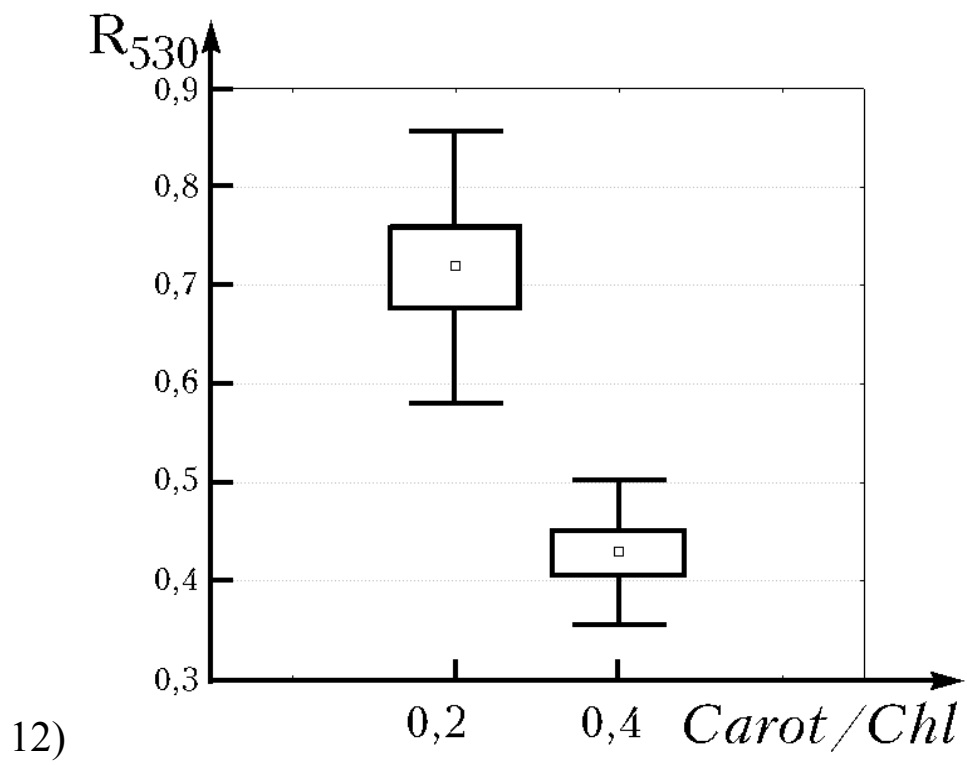
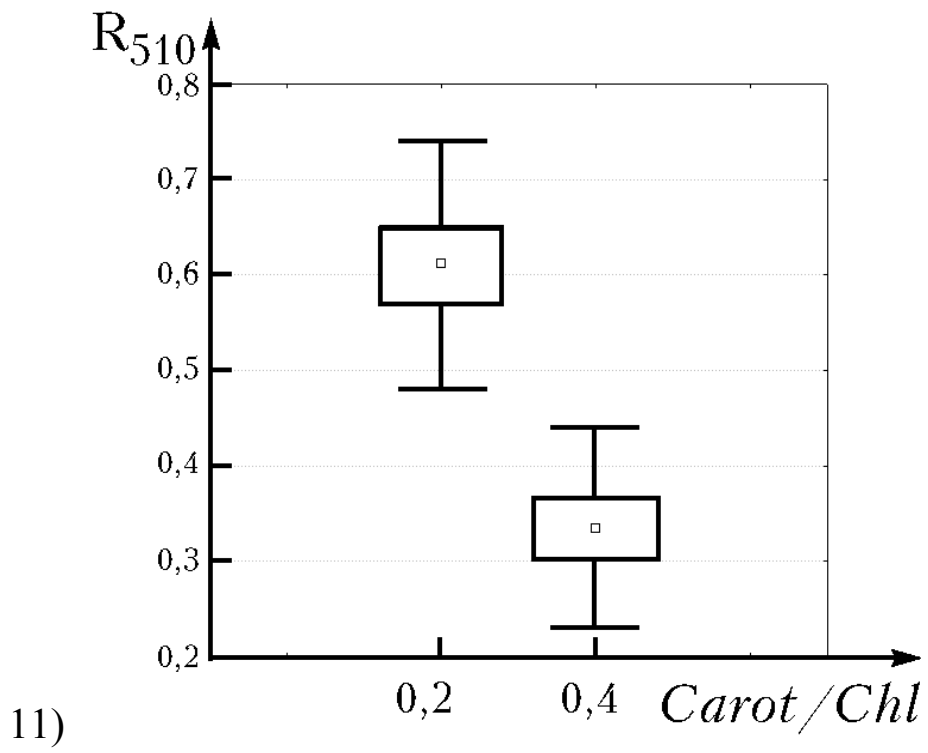


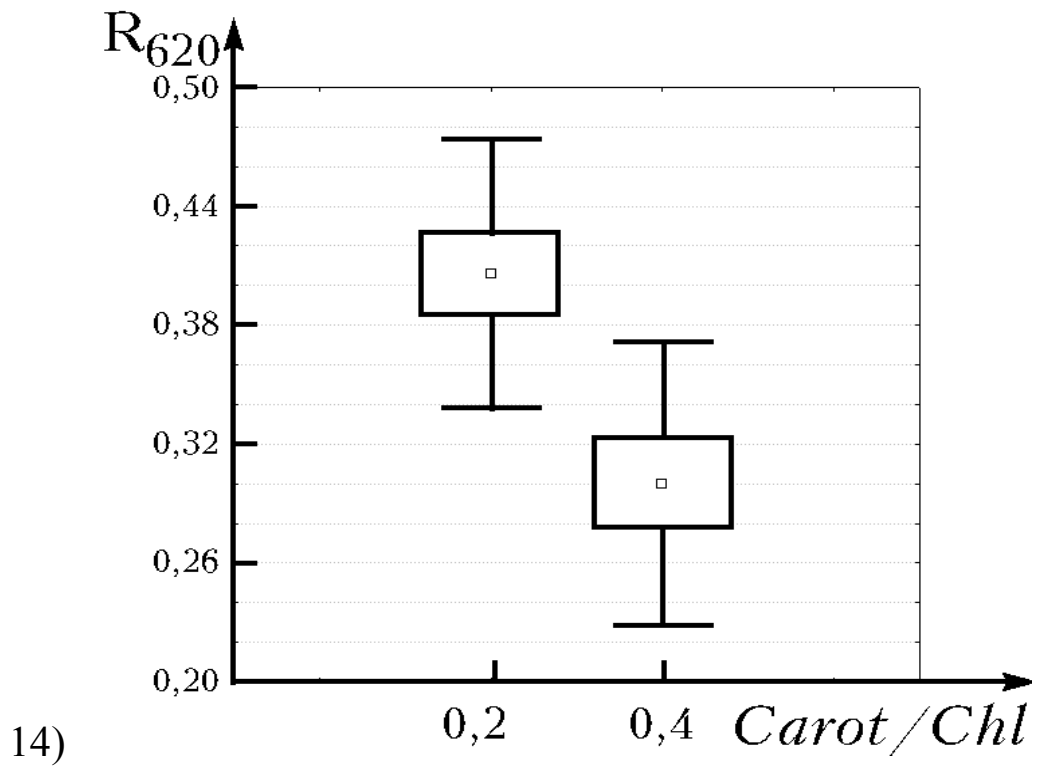
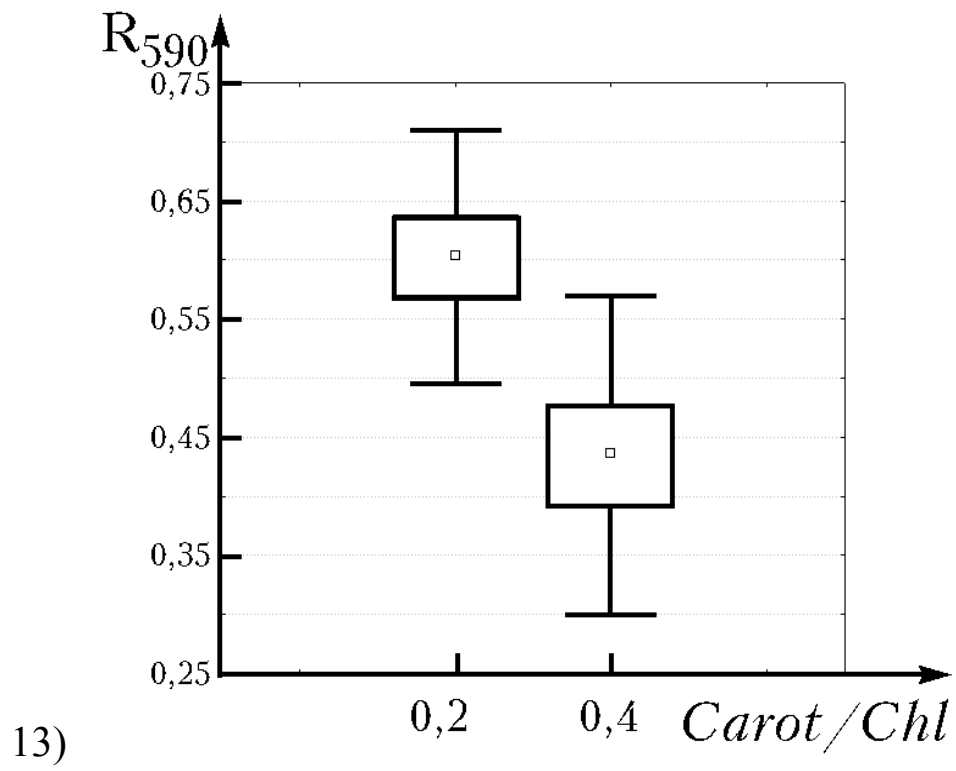












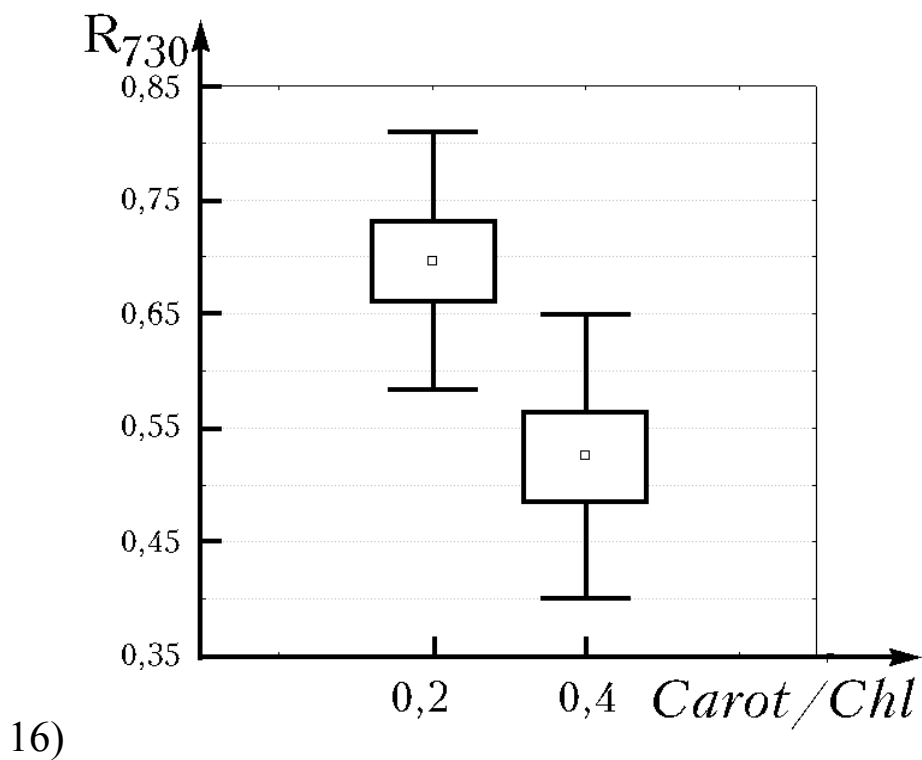
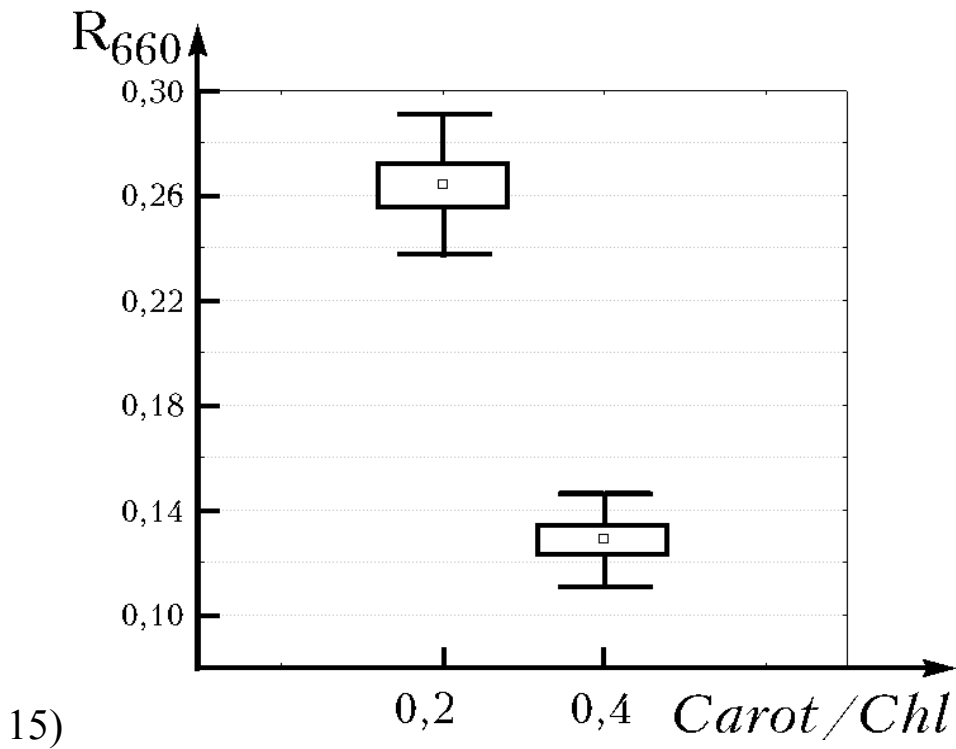


Рис. 2. Діаграми величин коефіцієнта дифузного відбиття на поверхні водного середовища зі зміною співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом (1-8) та каротиноїдами та загальним хлорофілом (9-16)

При використанні в ПЗС-камері пристрою управління інструментальна складова похибки мультиспектральних вимірювань визначається двома складовими похибки, а саме: помилкою,

спричиненою наявністю шуму та випадковим шумом у ПЗС-камері, і помилкою квантування, пов'язаною з аналоговою – цифрове перетворення. Функції щільності ймовірності помилок через наявність шуму та випадкових шумів у ПЗС-камері та помилки квантування при використанні камери типу MDC140BW на основі фотоматриці Sony ICX285AL аналізуються у [8].

*Оцінка надійності багатоспектрального моніторингу пігментних параметрів фітопланктону у водному середовищі.* Проаналізуємо надійність моніторингу параметрів пігменту фітопланктону у водному середовищі за допомогою мультиспектрального методу. В результаті моніторингу параметрів пігменту фітопланктону на довжині хвилі 510 нм необхідно визначити порогове значення, тобто відрізнити зразки від співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом 0,8 та 0,9. Порівняння результатів контролю та фактичного значення при обробці результатів мультиспектральних вимірювань проводилося за методом, описаним у [8]. При зміні порогового значення дифузного відбиття ймовірність помилок першого та другого видів, а також надійність управління змінюється наступним чином (рис. 3).

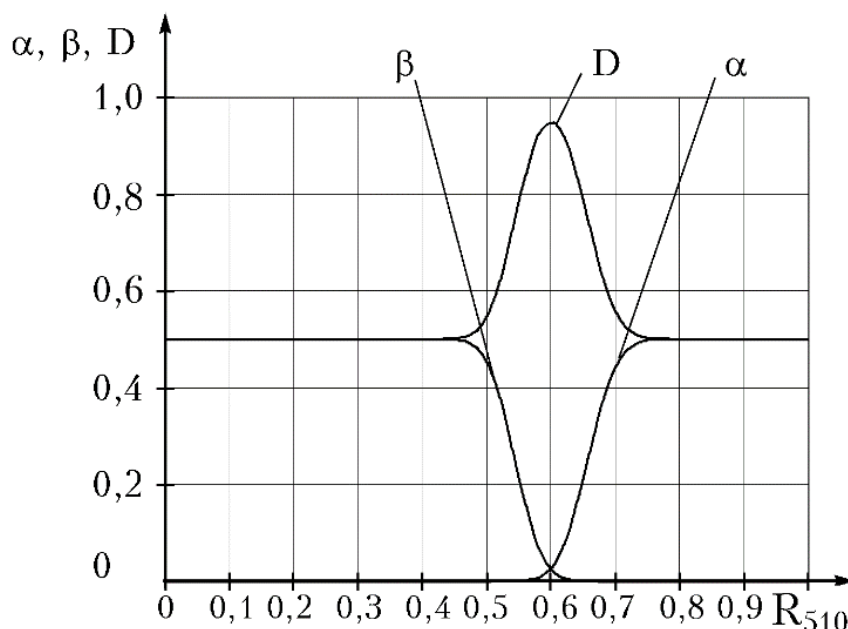


Рис. 3. Залежність помилок першого та другого виду та надійність контролю співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону мультиспектральним методом

У табл. 1 наведено результати обчислення похибок першого та другого виду та надійність моніторингу параметрів пігменту фітопланктону за допомогою мультиспектрального методу для інших спектральних каналів.

Таблиця 1

Результати розрахунку похибок першого та другого виду та достовірності контролю параметрів пігменту

Довжина хвилі, нм	R <sub>1</sub>	R <sub>2</sub>	$\alpha_i$	$\beta_i$	D <sub>i</sub>
Зміна співвідношення між хлорофілом <i>a</i> та загальним хлорофілом					
450	0.104370±0.017873	0.126655±0.020524	0.16	0.12	0.72
470	0.166366±0.026141	0.176787±0.023573	0.138	0.279	0.582
510	0.544284±0.033573	0.657209±0.035814	0.028	0.023	0.949
530	0.574745±0.039096	0.746518±0.023698	9.5·10 <sup>-4</sup>	2.5·10 <sup>-3</sup>	0.997
590	0.567362±0.025644	0.697673±0.025153	3.2·10 <sup>-3</sup>	2.25·10 <sup>-3</sup>	0.995
Продовження таблиці 1					
Довжина хвилі, нм	R <sub>1</sub>	R <sub>2</sub>	$\alpha_i$	$\beta_i$	D <sub>i</sub>
620	0.361308±0.024896	0.470147±0.024491	5.35·10 <sup>-3</sup>	7.55·10 <sup>-3</sup>	0.987
660	0.207780±0.037154	0.231058±0.014849	0.037	0.243	0.72
730	0.677084±0.042336	0.786341±0.020961	0.017	0.024	0.959
Зміна співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом					
450	0.153039±0.015293	0.059885±0.011417	3·10 <sup>-4</sup>	5·10 <sup>-5</sup>	0.9997
470	0.218642±0.035898	0.097021±0.026919	0.014	0.012	0.974
510	0.611659±0.129234	0.334817±0.106452	0.063	0.058	0.88
530	0.719055±0.137789	0.429759±0.073175	0.052	0.026	0.922
590	0.603915±0.107821	0.435920±0.134695	0.084	0.153	0.764
620	0.405982±0.067827	0.299850±0.072270	0.102	0.118	0.781
660	0.264222±0.026946	0.128925±0.018270	1·10 <sup>-3</sup>	3·10 <sup>-4</sup>	0.9987
730	0.696641±0.112632	0.525412±0.124805	0.097	0.137	0.766

У разі багатопараметричного мультиспектрального моніторингу параметрів пігменту фітопланктону надійність визначатиметься продуктом надійності вибраних спектральних каналів. При використанні чотирьох каналів з довжиною хвилі 530, 590, 620 та 730 нм у мультиспектральному інструменті моніторингу навколишнього середовища було отримано значення багатопараметричного контролю співвідношення між хлорофілом *a* та загальним хлорофілом 0,939. При використанні трьох каналів з довжиною хвилі 450, 470 та 660 нм у мультиспектральному інструменті моніторингу навколишнього середовища було отримано значення багатопараметричного контролю співвідношення між каротиноїдами



та загальним хлорофілом 0,972. Для обробки мультиспектральних зображень забруднених водойм та використання біоіндикації фітопланктоном або вищими водними рослинами зручно використовувати нейронні мережі або нечітку логіку [8–11].

Отже, при зміні пігментних параметрів фітопланктону в ході математичного моделювання отримано діаграми величини дифузного відбиття на робочих довжинах хвиль спектральних каналів спостережної установки. Враховуючи вплив похибок на вимірюване значення, а саме коефіцієнт дифузного відбиття на робочих довжинах хвиль, похибки першого та другого виду, а також надійність управління в кожному із спектральних каналів. Для того, щоб отримати прийнятне значення надійності управління, необхідно вибрати такі спектральні канали, за допомогою яких загальна достовірність не буде меншою за необхідне значення. Зокрема, при використанні чотирьох спектральних каналів (530, 590, 620, 730 нм) отримане значення надійності контролю співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом становило 0,939, а за допомогою трьох спектральних каналів (450, 470, 660 нм), значення надійності контролю отримано співвідношенням між каротиноїдами та загальним хлорофілом 0,972.

#### *Література*

1. Петрук В. Г., Кватернюк С. М.; Денисюк Ю.М. та ін. Спектральний поляриметричний контроль фітопланктону у фотобіореакторі очищення стічних вод. *Proc. SPIE*. 8698, 86980H (2012).
2. Кватернюк С., Погребенник В., Петрук В. та ін. Математичне моделювання розсіювання світла у природних водних середовищах з частинками фітопланктону. *18-а міжнародна багатoproфільна наукова геоконференція SGEM 2018*: Матеріали конференції SGEM2018. (Албена, Болгарія, 2–8 липня 2018 р.). Вип. 18, Випуск 2.1. С. 545–552.
3. Кватернюк С., Погребенник В., Петрук Р. та ін. Мультиспектральні телевізійні вимірювання параметрів природних біологічних середовищ. *17-а міжнародна багатoproфільна наукова геоконференція SGEM 2017*: Матеріали конференції SGEM2017. (Албена, Болгарія, 29 червня - 5 липня 2017 р.). Випуск 51, Вип. 17. С. 689–696.

4. Петрук Р. В., Погребенник В. Д., Кватернюк С. М., Мандебура С. Мультиспектральний телевізійний моніторинг забруднення водних об'єктів за допомогою біоіндикації на основі макрофітів. *16-а міжнародна багатопрофільна наукова геоконференція SGEM 2016* : Матеріали конференції SGEM2016. (Албена, Болгарія, 30 червня - 6 липня 2016 р.). Книга 5, вип. 2. С. 597–602.
5. Кватернюк С., Петрук В., Мандебура С. Мультиспектральне вимірювання параметрів частинок у гетерогенних біологічних середовищах. *Proc. SPIE*, 10808, 108083K (2018).
6. Петрук В., Кватернюк С., Ясинська В. та ін. Метод мультиспектральної обробки зображень фітопланктону для екологічного контролю забруднення вод. *Proc. SPIE*. 9816, 98161N (2015).
7. Петрук В., Кватернюк С., Мандебура С. Мультиспектральний телевізійний вимірювальний контроль екологічного стану водойм за характеристиками макрофітів. *Proc. SPIE*. 9816, 98161Q (2015).
8. Кватернюк С., Кватернюк О., Мандебура С. Непрямі вимірювання параметрів неоднорідних природних середовищ мультиспектральним методом з використанням нечіткої логіки. *Proc. SPIE*. 10808, 108082P (2018).
9. Петрук В., Кватернюк С., Мандебура С. Мультиспектральний метод та засоби визначення відстані пострілу на основі вивчення вогнепальних ушкоджень тканин шкіри. *Przeglad elektrotechniczny*, 93 (3), 129–132 (2017).
10. Петрук В., Кватернюк С., Мандебура С. Оцінка достовірності діагнозу пошкодження тканин мультиспектральним методом з використанням нейронної мережі. *Przeglad elektrotechniczny*, 93 (5), 106-109 (2017).
11. Ротштейн А., Штовба С., Черноволік Г., Петрук В. Обробка оптичної інформації для систем підтримки прийняття медичних рішень за допомогою інтелектуальних методів. *Proc. SPIE*, 4425 (2001).

## Розділ 4.

# ВИМІРЮВАННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ МЕТОДОМ ВІСКОЗИМЕТРІЇ

Водні розчини відіграють важливу роль в різноманітних природних та технологічних процесах. Розчинення мінералів, комплексоутворення та міграція металів в природних водах, промислове отримання хімічних сполук, очистка вод від токсичних домішок – це лише деякі приклади важливих процесів, позитивне вирішення яких потребує подальших експериментальних та теоретичних досліджень рідкого стану речовини.

Розчини електролітів являють собою винятковий клас конденсованих іон-молекулярних систем і тому, окрім загальних теоретичних проблем [1], слід виокремити проблему чіткого та послідовного врахування всіх частинок, які утворюють розчин і які мають суттєвий вплив на властивості системи в цілому.

Одним із фундаментальних питань у хімії розчинів електролітів є вивчення їх властивостей методом віскозиметрії. В'язкість, як динамічна властивість, надзвичайно чутлива до характеру взаємодії частинок в рідині, до їх розміру, форми та структури, в зв'язку з чим сприяє вирішенню питання сольватації іонів. Віскозиметричні дослідження цінні також тим, що не потребують складного та енергоємного устаткування. Отримана за даними в'язкості інформація про стан розчиненої речовини дозволяє проаналізувати та передбачити властивості водних систем.

Згідно закону Ньютона для в'язкої течії, тангенціальна сила  $f_{x,y}$ , яка необхідна, щоб два шари рідини одиничної площі, що знаходяться на відстані  $dy$  рухались в напрямку  $x$  з відносною швидкістю  $du_x$  пропорційна градієнту швидкості, взятому з оберненим знаком [2]:

$$f_{x,y} = \eta du_x / dy \quad (1)$$

де  $\eta$  – коефіцієнт в'язкості або просто в'язкість [ $\text{кг} \cdot \text{м}^{-1} \cdot \text{с}^{-1}$ ].

В'язкість залежить не тільки від характеру теплового руху молекул рідини, але і від їх взаємного положення, розмірів, форми та міжмолекулярної взаємодії.

Електроліти, розчинені у воді, впливають на її в'язкість. В результаті вивчення ряду розчинів електролітів Джонс та Дол встановили, що при постійній температурі концентраційна залежність відносної в'язкості розчину  $\eta_r$  описується співвідношенням:

$$\eta_r = \eta/\eta_0 = 1 + A\sqrt{C} + BC \quad (2)$$

де  $\eta$  – в'язкість розчину,  $\eta_0$  – в'язкість чистого розчинника при цій же температурі,  $A$  і  $B$  – константи для даного розчину, які не залежать від концентрації. Це співвідношення називається рівнянням Джонса – Дола. Константа  $A$  завжди додатна, а  $B$ , в залежності від властивостей розчиненої речовини, може бути як від'ємною, так і додатною. Температурний коефіцієнт для  $B$ , у більшості випадків, додатний.

Рівняння (2) задовільно описує експериментальні дані до концентрації  $\sim 0,8$  моль/дм<sup>3</sup>. Концентраційний інтервал застосування рівняння Джонса-Дола можна розширити, записавши його у вигляді:

$$\eta_r = \eta/\eta_0 = 1 + A\sqrt{C} + BC + DC^2 \quad (3)$$

Константи, які входять в рівняння (3), розраховуються з експериментальних даних в'язкості розчинів. Записуючи рівняння (2) у лінійній формі, отримуємо:

$$(\eta_r - 1)/\sqrt{C} = A + B\sqrt{C} \quad (4)$$

На підставі вивчення концентраційної залежності в'язкості розчинів встановлено [2], що остання складається з в'язкості чистого розчинника ( $\eta_0$ ) та чотирьох складових, обумовлених природою іонів та їх впливом на розчинник:

1. Ейнштейнівська складова ( $\eta_{Ein}$ ) – описує зростання в'язкості в залежності від розміру і форми іонів. Ця складова завжди позитивна і пропорційна радіусу іона.

2. Орієнтаційна складова ( $\eta_{or}$ ) – виникає внаслідок орієнтації диполів молекул розчинника в електростатичному полі іонів, що призводить до зростання в'язкості.

3. Структурна складова ( $\eta_{str}$ ) – описує зміну в'язкості внаслідок впливу розчиненої речовини на структуру розчинника. Ця складова може бути як позитивною, так і негативною.

4. Складова  $\eta_{el.st}$  описує зростання в'язкості внаслідок електростатичної взаємодії іонів.

Враховуючи сказане, рівняння (2) можна переписати у вигляді:

$$\eta_{Ein} + \eta_{or} + \eta_{str} + \eta_{el.st} = \eta_0(BC + A\sqrt{C}) \quad (5)$$

Згідно теорії Дебая-Хюккеля параметр  $A$  характеризує електростатичну взаємодію розчинених іонів між собою, тобто:

$$\eta_{el.st} = \eta_0 \cdot A\sqrt{C} \quad (6)$$

Віднімаючи від (5) рівняння (6), отримуємо:

$$\eta_{Ein} + \eta_{or} + \eta_{str} = \eta_0 BC \quad (7)$$

звідки видно, що коефіцієнт  $B$  у рівнянні Джонса-Дола можна представити сумою трьох складових:

$$B = B^{Ein} + B^{or} + B^{str} \quad (8)$$

Таким чином, коефіцієнт  $B$  визначається формою та розміром іонів ( $B^{Ein}$ ), орієнтаційним впливом іонів на дипольні молекули розчинника з найближчого оточення ( $B^{or}$ ) та зміною структури розчинника ( $B^{str}$ ), що дає можливість вважати його молекулярно-динамічною характеристикою іонів в розчині.

Важливість коефіцієнту  $B$ , окрім сказаного, обумовлена такими чинниками:

– він є джерелом первинних даних, в яких вимірювання в'язкості необхідно проводити з високою точністю, застосовуючи достатньо просте експериментальне обладнання;

– дає інформацію про сольватацію іонів та їх вплив на структуру розчинника з найближчого оточення;

– у самій природі цього коефіцієнту і його іон-адитивних властивостях, які дозволяють знаходити кореляцію з іншими іон-адитивними властивостями такими як ентальпія, енергія Гіббса та ентропія гідратації і сольватації іонів. В цьому розумінні  $B$ -коефіцієнт може бути ключем до систематики великої кількості термохімічних даних, що робить необхідним критичний розгляд значень  $B$ -коефіцієнтів, які є на даний час.

Ще однією важливою особливістю коефіцієнту  $B$  є той факт, що його можна подати у вигляді суми членів, які відповідають взаємодії з розчинником окремо аніону та катіону [2].

Експериментально неможливо виміряти В-коефіцієнт для окремих іонів ( $V_i$ ), однак існує багато методів розділення його на складові, виходячи з адитивного внеску кожного з іонів. Більшість запропонованих методів базуються на принципі застосування еталонного електроліту.

Перші спроби були зроблені Коксом і Вольфенденом, які припустили, що іонні коефіцієнти  $V_i$  в водних розчинах  $LiNO_3$  пропорційні об'ємам сольватованих іонів  $i$ , відповідно, обернено пропорційні кубам іонних рухливостей. Іншим методом розділення коефіцієнта  $V_i$  для водних розчинів є ідея про те, що коефіцієнти  $V_i$  є однаковим для іонів  $K^+$  і  $Cl^-$ , виходячи з того, що значення рухливостей цих іонів в широкому діапазоні температур є однаковими. Однак методики розділення коефіцієнту  $V$  цим не обмежуються [2].

Для теоретичного розрахунку коефіцієнту  $V$  використовуються декілька підходів:

1. Гідродинамічна модель руху твердих сфер в суцільному рідкому безструктурному середовищі, розроблена Ейнштейном, згідно якої вплив частинок на в'язкість рідини пояснюється зміною форми лінії потоку, яке викликано присутністю цих частинок. Якщо обмежитися розведеними розчинами, в яких існують декілька частинок в одиниці об'єму, то відношення в'язкості розчину  $\eta$  до в'язкості чистої рідини  $\eta_0$  буде лінійно залежати від об'ємного складу частинок  $\Phi$ :

$$\eta/\eta_0 = \eta_r = 1 + 2,5\Phi \quad (9)$$

Якщо і далі розглядати іон як тверду незаряджену сферу (або частинку іншої довільної форми), яка має такі великі розміри, що молекулярною структурою розчинника можна знехтувати, то порівнюючи рівняння (9) з рівнянням Джонса-Дола, можна записати:

$$2,5\Phi = VC \quad (10)$$

Отже, для розчинів електролітів, які мають великі іони, величина  $\Phi$  пропорційна добутку суми мольних об'ємів сольватованих іонів ( $\bar{V}_+^o + \bar{V}_-^o = \bar{V}_2^o$ ) на концентрацію електроліту. Якщо вважати, що збільшення в'язкості розчинів електролітів з великими іонами

обумовлене виключно ефектом Ейнштейна, то з рівняння (8) отримуємо:

$$B \approx B^{Ein} = 2,5\bar{V}_2^0 \quad (11)$$

У цьому випадку В-коефіцієнт в рівнянні Джонса-Дола приблизно пропорційний об'єму розчинених іонів. Рівняння (11) добре виконується для великих органічних іонів, але не прийнятне для іонів з невеликими розмірами. Теорія Ейнштейна не здатна передбачити залежність коефіцієнта В від розміру та природи іону.

2. Теорія діелектричного тертя Хаббарда-Онзагера [3], та її подальший розвиток в працях Ібукі та Накахара [4, 5]. Згідно Ібукі та Накахара, при розрахунку коефіцієнта В за рівнянням Джонса-Дола необхідно враховувати, яким чином введення іону в розчинник змінює векторне поле рідини при умові, що воно характеризується малим лінійним градієнтом. Для  $V_i$ -коефіцієнта автори наводять формулу:

$$B_i = B_i^{Ein} + B_i^{or} \quad (12)$$

де:  $B_i^{Ein}$  – «ейнштейнівський» внесок, який враховує ефект «зв'язаного об'єму»,  $B_i^{or}$  – орієнтаційний внесок, який відповідає зміні мікрор'язкості за рахунок орієнтації диполів розчинника в електростатичному полі іону.

Внесок  $B_i^{Ein}$  можна розрахувати за рівнянням Ейнштейна з врахуванням граничних умов: прилипання та ковзання

$$B_i^{Ein} = y\pi R_i^3 N_A / 1000; y = \begin{cases} 10\pi/3, \text{прилипання} \\ 4\pi/3, \text{ковзання} \end{cases} \quad (13)$$

Перша умова відповідає процесу, при якому молекули розчинника досить міцно зв'язані з іоном, за рахунок чого збільшується ефективний розмір останнього (аквакомплекс, аміачні комплекси металів, тощо).

Друга гранична умова відповідає процесу вільного руху молекул розчинника поблизу поверхні іону, який вважається твердою сферою. Автори цієї теорії відзначають, що в рамках континуального підходу, в якому і розглядається рівняння Ейнштейна, друга умова більш повно відображає картину явищ, які відбуваються у розчині в процесі в'язкої течії розчинника поблизу іону.

Для орієнтаційного внеску авторами отримано формулу:

$$B_i^{or} = R_{HO}^3 \frac{N_A}{1000} \exp(2,631 + \sum_{j=1}^4 a_j [\frac{R_i}{R_{HO}}]^j) \quad (14)$$

де  $R_{HO}$  – характеристичний параметр моделі, або радіус Хаббарта-Онзагера, який розраховується за рівнянням:

$$R_{HO} = \left[ \frac{(Ze)^2 (\varepsilon - \varepsilon_{\infty}) \tau_{DE}}{16\pi\eta_0 \varepsilon^2} \right]^{1/4} \quad (15)$$

де:  $R_i$  і  $Z$  – радіус та заряд іону відповідно,  $N_A$  – число Авогадро,  $e$  – заряд електрона,  $\varepsilon$  – діелектрична проникливість розчинника,  $\varepsilon_{\infty}$  – гранична високочастотна проникливість розчинника,  $\tau_{DE}$  – час діелектричної релаксації,  $\eta_0$  – в'язкість розчинника.

Коефіцієнти  $a_j$  в рівнянні (14) були розраховані Ібукі та Накахара по 50 точках за допомогою МНК і мають такі значення:

j	прилипання	ковзання
1	$7,206 \cdot 10^{-3}$	0,07468
2	-0,5227	-0,591
3	0,1615	0,1819
4	-0,01736	-0,01745

Як встановили автори теорії, аналіз залежності  $B$  від  $R_i/R_{HO}$  показує, що, на відміну від теорії Ейнштейна, для певного значення  $R_{HO}$  величина  $B$ , при певному співвідношенні  $R_i/R_{HO}$ , перестає зменшуватися із збільшенням радіусу іона.

Для умови прилипання ця межа становить  $\approx 0,5$ , а для ковзання  $\approx 1$ . Таким чином, теорія діелектричного тертя якісно описує той експериментальний факт, що для іонів малого розміру ( $R_i < R_{HO}$ ) величина  $B_i$  не прямує до 0, а має певне значення, завдяки інтенсивній іон-молекулярній взаємодії.

До недоліків цієї теорії слід віднести:

а) неспроможність описати залежність коефіцієнту  $B_i$  від температури та діелектричної проникливості розчинника;

б) погане узгодження для протонних розчинників, що, очевидно, обумовлено наявністю водневого зв'язку і повністю ігнорує динаміку короткодіючої іон-молекулярної взаємодії, котра має значний вплив на структуру розчинника і на величину коефіцієнта  $B$ .

Однак, незважаючи на ці недоліки, теорія Хаббарда-Онзагера-Ібукі-Накахара дозволяє отримати величину  $B_i^{str}$  (відніманням від



іонного коефіцієнта  $B_i$  теоретично розраховані внески  $B_i^{Ein}$  та  $B_i^{or}$ ), яка відображає всі ті зміни, які викликані специфічними короткодійними взаємодіями іону з найближчими молекулами розчинника, тобто, ця теорія дозволяє отримати надійну, кількісну, структурно-динамічну характеристику іонної сольватації.

Член  $A\sqrt{c}$  в рівнянні Джонса – Дола враховує силу, яка гальмує в'язку течію і виникає при електростатичній взаємодії розчинених іонів. Цю взаємодію можна розрахувати, використовуючи теорію сильних електролітів Дебая – Хюккеля.

За теорією Фалькенгагена [6] коефіцієнт  $A$  можна розрахувати у граничному випадку, якщо відомі діелектрична стала розчинника  $\epsilon_0$ , валентність іонів  $z_1$  і  $z_2$  та їх рухливості  $\lambda_1^0$  і  $\lambda_2^0$  у нескінченно розведеному розчині:

$$A = \frac{1,461}{\eta_0 \sqrt{\epsilon_0 T}} \sqrt{\frac{|z_1| \nu_1}{|z_1| + |z_2|}} \frac{1}{\lambda_1^0 \lambda_2^0} \varphi \quad (16)$$

де  $\nu_1$  – число катіонів у формулі електроліту, а

$$\varphi = \frac{\lambda_1^0 z_2^2 + \lambda_2^0 z_1^2}{4} - \frac{(|z_2| \lambda_1^0 - |z_1| \lambda_2^0)^2}{\left\{ \sqrt{(\lambda_1^0 + \lambda_2^0)} + \sqrt{(|z_2| \lambda_1^0 + |z_1| \lambda_2^0)} \sqrt{\left( \frac{|z_1| + |z_2|}{|z_1 z_2|} \right)} \right\}^2} \quad (17)$$

Значення  $A$ , розраховані за рівняння (16) добре узгоджуються з експериментально отриманими [2, 7].

Проведений огляд літератури, щодо в'язкості електролітів різної симетрії дає підстави розділити всі роботи, які стосуються цієї проблеми, на три групи. До першої групи можна віднести роботи, в яких для опису концентраційних залежностей в'язкості використовується рівняння Джонса-Дола.

Отримані таким чином характеристики сольватації розглядаються, загалом, як якісні, а відхилення властивостей різного типу, які при цьому спостерігаються, відносять за рахунок іонної асоціації, але кількісного її врахування, в багатьох випадках, не проводиться.

До другої групи відносяться роботи, в яких температурно-концентраційна залежність в'язкості описується емпіричними рівняннями поліноміального або експоненціального типу. При цьому

параметри запропонованих рівнянь майже завжди порівнюються з коефіцієнтами А і В рівняння Джонса-Дола. До недоліків такого підходу слід віднести відсутність теоретичного обґрунтування рівнянь та низьку точність отриманих величин.

До третьої групи відносяться роботи, в яких використовувалися рівняння, що відрізняються від рівняння Джонса-Дола, але мають під собою більш-менш чітке теоретичне обґрунтування. Частіше такі рівняння краще описують залежність в'язкості від температури та тиску ніж від концентрації.

Наприклад, для опису відносної в'язкості в широкому концентраційному інтервалі (до 2,5 моль/дм<sup>3</sup>) кислих водних розчинів Fe(ClO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> при 298 К, а також водних розчинів Ce(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub> в широкому діапазоні концентрацій і температур [8; 9] використовувалося рівняння типу:

$$\ln \eta / \eta_0 = \sum a_j (c^{1/2})^j \quad (18)$$

Слід зауважити, що в діапазоні малих концентрацій ( $C < 0,11$  моль/дм<sup>3</sup>), для розрахунку коефіцієнтів А і В, застосовувалося класичне рівняння Джонса-Дола.

В літературі, для опису експериментальних даних в'язкості водних розчинів електролітів часто зустрічається рівняння типу:

$$\eta = a_0 \cdot \exp(b_0 \cdot C_M + d_0 \cdot C_M^2) \quad (19)$$

де:  $C_M$  – молярна концентрація,  $a_0$ ,  $b_0$  і  $d_0$  – емпіричні параметри, які розраховували із залежностей  $\ln(\eta) = f(b_0 C_M + d_0 C_M^2)$ .

У роботі [10] за цим рівнянням була розрахована в'язкість водних розчинів хлоридів одно-, дво- та тривалентних металів (K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Sr<sup>2+</sup>, Ba<sup>2+</sup>, Co<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> та Cr<sup>3+</sup>) в широкому температурному (293 – 323К) та концентраційному (0,1 – 5 моль/дм<sup>3</sup>) інтервалах. Розраховані значення коефіцієнту В непогано узгоджуються з літературними даними, а існуючі розбіжності автори віднесли на рахунок недостатньої чистоти хімічних реактивів.

В роботі встановлено, що всі досліджені системи відхиляються від рівняння Джонса-Дола, через що експериментальні результати були описані запропонованим рівнянням. Автори відмічають, що при низьких концентраціях можна знехтувати членом  $d_0 C_M^2$  і тоді  $\exp(b_0 C_M) \approx 1 + b_0 C_M$ , і рівняння (19) набуває вигляду, подібного до

рівняння Джонса-Дола, а добуток ( $a_0 \cdot b_0$ ) відповідає коефіцієнту В в рівнянні Джонса-Дола.

Отримані таким чином величини хоч і узгоджуються з літературними даними, однак є дещо заниженими в порівнянні з останніми.

Найбільш вдалим і придатним для опису в'язкості несиметричних розчинів є рівняння типу [11-13]:

$$\eta_r = \eta/\eta_0 = 1 + A\sqrt{m} + \sum_{i=1}^5 B_i m^i \quad (20)$$

де  $m$  – моляльність.

Коефіцієнти рівняння знаходяться по МНК, а коефіцієнт А приймали тотожним коефіцієнту А в рівнянні Джонса-Дола. Зазначене рівняння використовувалося для розрахунку в'язкості водних розчинів  $\text{NiCl}_2$  в діапазоні концентрації від 0,1 - 4,3 моль/кг,  $\text{MnCl}_2$  ( $m = 0,1 - 5,8$  моль/кг) та  $\text{CoCl}_2$  ( $m = 0,1 - 4$  моль/кг) при 298,15 К, а також для водних розчинів хлоридів і нітратів  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  та  $\text{Mn}^{2+}$  в концентраційному інтервалі від  $\sim 5 \cdot 10^{-4}$  до 3,5 моль/л, при температурах 293 – 305К. Похибка експериментальних і розрахованих значень в'язкості не перевищувала 1%.

З точки зору дослідження транспортних властивостей розчинів, є оригінальна робота [14], у якій представлено експериментальні значення в'язкості і електропровідності та їх теоретичне узагальнення для розчинів  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  з концентрацією 0 – 26 моль в інтервалі температур від  $-60$  до  $+80^\circ\text{C}$ . Тут використане наближення, в якому відсутнє будь-яке розділення на розчинник та розчинену речовину, що дає можливість уникнути ускладнень при переході від розбавлених до концентрованих розчинів. Встановлено, що отримані значення в дослідженому температурно-концентраційному інтервалі задовільно описуються квазіемпіричним рівнянням:

$$W(x) = AT^{-1/2} \cdot \exp\left(-\frac{B'}{x_0 - x}\right), \quad (21)$$

де  $W(x)$  – еквівалентна електропровідність та текучість (величина обернена в'язкості),  $x$  – концентрація (мол%),  $x_0$ ,  $A'$  і  $B'$  – константи при даній температурі.

Використання рівняння (21) для опису транспортних властивостей водних розчинів електролітів, вказує на спільність механізму

електропровідності та текучості, що знаходить своє підтвердження в правилі Вальдена. В рамках запропонованого підходу передбачається для різних солей кореляція між коефіцієнтом В рівняння Джонса-Дола та  $x_0^{-1}$ .

В роботах [15, 16 ] автори запропонували для опису в'язкості використовувати рівняння, яке визначає залежність в'язкості розчину від Р-, Т-, Х-факторів. Показано, що в температурному інтервалі 293 – 573 К залежність  $\eta_r = f(T)$  задається рівнянням:

$$\eta_p = A + Bt + C/t + D/t^{2.5} \quad (22)$$

де  $t = T-273,15$ ; А, В, С, D – коефіцієнти, які задовільно описують експериментальні дані для 1:1, 2:1 та 1:2 електролітів.

В роботі [17], на основі узагальнення чисельних експериментальних даних, запропоновано рівняння, яке зв'язує коефіцієнт динамічної в'язкості з густиною при різних температурах, тисках та концентраціях:

$$\eta^{\text{елек-ту}}(P, T, c) = \eta_s(T, c) \left( 1,900 \frac{\rho(P, T, c)}{\rho_s(T, c)} - 0,9000 \right) \quad (22a)$$

де  $\eta^{\text{елек-ту}}(P, T, c)$  та  $\rho(P, T, c)$  – динамічна в'язкість та густина водного розчину електроліту при тиску  $P$ , температурі  $T$  та концентрації  $c$ ;  $\eta_s(T, c)$  та  $\rho_s(T, c)$  – динамічна в'язкість та густина водного розчину електроліту поблизу лінії насичення при температурі  $T$  та концентрації  $c$ . За отриманим рівнянням можна розрахувати динамічну в'язкість в інтервалі температур 323 – 473 К, тисках 0,1 – 100 МПа та концентраціях 0 – 25 мас%, яка узгоджується з експериментом в межах 1,7%.

Рівняння Джонса-Дола у вигляді (2) передбачає повну дисоціацію електроліту в розчині, що найбільш прийнятно для 1:1 електролітів та розчинників з високою діелектричною проникливістю (таких як вода). Для 2:1, 2:2 та 3:1 електролітів така аргументація не є цілком виправданою через сильну поляризуючу здатність багатозарядних іонів.

У розчинах вказаних електролітів, існує помітна асоціація при досить малих концентраціях, що підтверджується кондуктометричними та іншими даними [18]. Таким чином, застосування рівняння Джонса-Дола у вигляді (2) до асоційованих

електролітів, без врахування процесів асоціації, призведе до помилкових результатів.

Перші спроби врахувати процеси асоціації для водних розчинів симетричних та несиметричних електролітів були зроблені Девісом і Малпасом [19, 20].

Автори запропонували ввести замість функції  $\sqrt{I}/(1+BR\sqrt{I})$  ( $I$  – іонна сила розчину,  $B$  – константа, яка характеризує розчинник,  $R$  – середній ефективний радіус іонів електроліту), яка в теорії Дебая-Хюккеля визначає вплив іонної атмосфери з невизначеністю вибору  $R$  наступну функцію

$$F(I) = \frac{\sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} - 0,2 \cdot I \quad (23)$$

яка успішно застосовується для опису залежності коефіцієнта активності та швидкості реакції від іонної сили розчину та дає хороші результати для розчинів з іонною силою до 0,1.

Для розрахунку в'язкості розчинів симетричних електролітів було застосоване рівняння Джонса-Дола, яке враховує асоціацію іонів:

$$(\eta_r - 1) - A' \cdot F(I) = B_i \cdot \alpha \cdot c + B_{ip} \cdot (1 - \alpha) \cdot c \quad (24)$$

$$I = \frac{1}{2} \sum \alpha \cdot c \cdot z^2 \quad (25)$$

де  $\alpha$  – ступінь дисоціації, яку розраховували з даних по електропровідності,  $B_i$  – коефіцієнт  $B$  дисоційованих частинок,  $B_{ip}$  – коефіцієнт  $B$  іонної пари,  $F(I)$  – задається рівн. (23),  $A'$  – коефіцієнт, який розраховується з граничного закону Фалькенгагена.

Коефіцієнти  $B_i$  та  $B_{ip}$  знаходять за МНК, використовуючи рівняння:

$$\frac{(\eta_r - 1) - A' \cdot F(I)}{\alpha \cdot c} = B_i + B_{ip} \cdot \left( \frac{1 - \alpha}{\alpha} \right) \quad (26)$$

Розрахунок за рівнянням (26) для водних розчинів 1:1 електролітів показав, що  $B_{ip}$  набагато менший за  $B_i$ . Для 2:2 електролітів  $B_{ip}$  виявився співрозмірним з  $B_i$ , що вказує на слабкий вплив іонної асоціації на в'язкість розчинів електролітів, особливо 1:1 типу.

При розгляді несиметричних електролітів, автори зіткнулися з певними труднощами через неможливість застосування рівняння (26), оскільки в розчині присутні більш ніж два типи іонів. Наприклад, для розчинів  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  з концентрацією  $c$  моль/дм<sup>3</sup> при ступені іонної асоціації  $\beta$  концентрації присутніх частинок будуть такими:  $[\text{NaSO}_4^-] = \beta c$ ,  $[\text{SO}_4^{2-}] = (1-\beta)c$ ,  $[\text{Na}^+] = (2-\beta)c$ . Однак ці труднощі усуваються, якщо розглянути дану систему як суміш 1:1 електроліту, а саме:  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NaSO}_4^-$  з концентрацією іонів  $\beta c$  і 1:2 електроліту  $2\text{Na}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  з концентрацією  $(1-\beta)c$ .

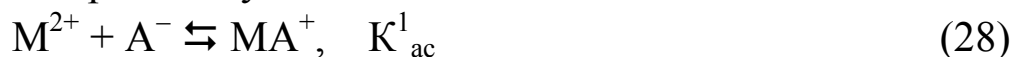
Ще Онзагер та Фоус [21] при обробці даних по в'язкості змішаних електролітів довели, що навіть в водному розчині суміші  $\text{HCl} + \text{KCl}$ , де рухливості катіонів знаходяться у співвідношенні 5 до 1, дійсна величина  $A$  слабо відрізняється від розрахованої за правилом змішування.

Тому, для обробки даних по в'язкості електролітів типу 1:2 автори [19, 20] використали наступне рівняння

$$(\eta_r - 1) - A \cdot F(I) = B_1 \cdot \alpha \cdot c + B_2 \cdot (1 - \alpha) \cdot c \quad (27)$$

де  $A$  - розраховується за правилом змішування,  $B_1$  відноситься до умовного електроліту  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NaSO}_4^-$  і  $B_2$  -  $2\text{Na}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ .

Цікавою є робота [22], в якій розглядається асоціація електроліту типу  $\text{MA}_2$  за першим ступенем



В цьому випадку розчин  $\text{MA}_2$  розглядається як суміш двох повністю дисоційованих електролітів типу 2:1 ( $\text{M}^{2+}$ ,  $\text{A}^-$ ) та 1:1 ( $\text{MA}^+$ ,  $\text{A}^-$ ). На прикладі систем  $\text{LiCl}-\text{NaCl}-\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{LiCl}-\text{KCl}-\text{H}_2\text{O}$  та  $\text{NaCl}-\text{MgCl}_2-\text{H}_2\text{O}$  в інтервалі іонної сили від 0,01 до 1 моль/дм<sup>3</sup> при 25<sup>0</sup>С, авторами була проведена перевірка застосування рівняння Джонса-Дола у вигляді

$$\eta/\eta_0 = 1 + a \cdot \sqrt{I} + b \cdot I \quad (29)$$

де  $a$  – тангенс кута нахилу прямої, яка відповідає граничному закону Фалькенгагена. Було показано, що в потрібних системах коефіцієнт  $b$  представляє адитивну величину, яка складається з відповідних значень  $b_1$  та  $b_2$  для кожного електроліту та є пропорційним частці його іонної сили ( $I$ )

$$b = b_1 \cdot I_1 + b_2 \cdot I_2 \quad (30)$$

В роботі [23] проаналізовано вплив іонної асоціації на в'язкість водних розчинів симетричних електролітів та запропоновано модифіковане рівняння Джонса-Дола, яке враховує існування іонних пар

$$\eta_r = 1 + A \cdot (\alpha \cdot C)^{1/2} + B_i \cdot \alpha \cdot C + B_{ip} \cdot (1 - \alpha) \cdot C \quad (31)$$

де  $A$  – коефіцієнт аналогічний рівнянню (2),  $B_i$  та  $B_{ip}$  – коефіцієнти, які відповідають за взаємодію іон-розчинника та іонна пара-розчинник, відповідно.

Рівняння (31) було перевірено у роботі [24] при розрахунку коефіцієнту  $B$  солей  $KCl$  та  $KI$  в сумішах вода-ізобутанол при  $25^\circ C$  з вмістом спирту до 50 моль і при концентрації електроліту від 0,01 до 0,1 моль/дм<sup>3</sup>. Показано, що іонна асоціація не спостерігається в місцях з великим вмістом води, тобто до концентрацій спирту 20 мол%, а зі збільшенням вмісту спирту, величина константи асоціації різко зростає, що приводить до швидкого збільшення  $B_{ip}$  в порівнянні з  $B_i$ .

*Результати експериментальних досліджень.* Найбільш розповсюдженим і самим точним є метод вимірювання в'язкості розчинів за допомогою капілярного віскозиметру [2, 15, 16].

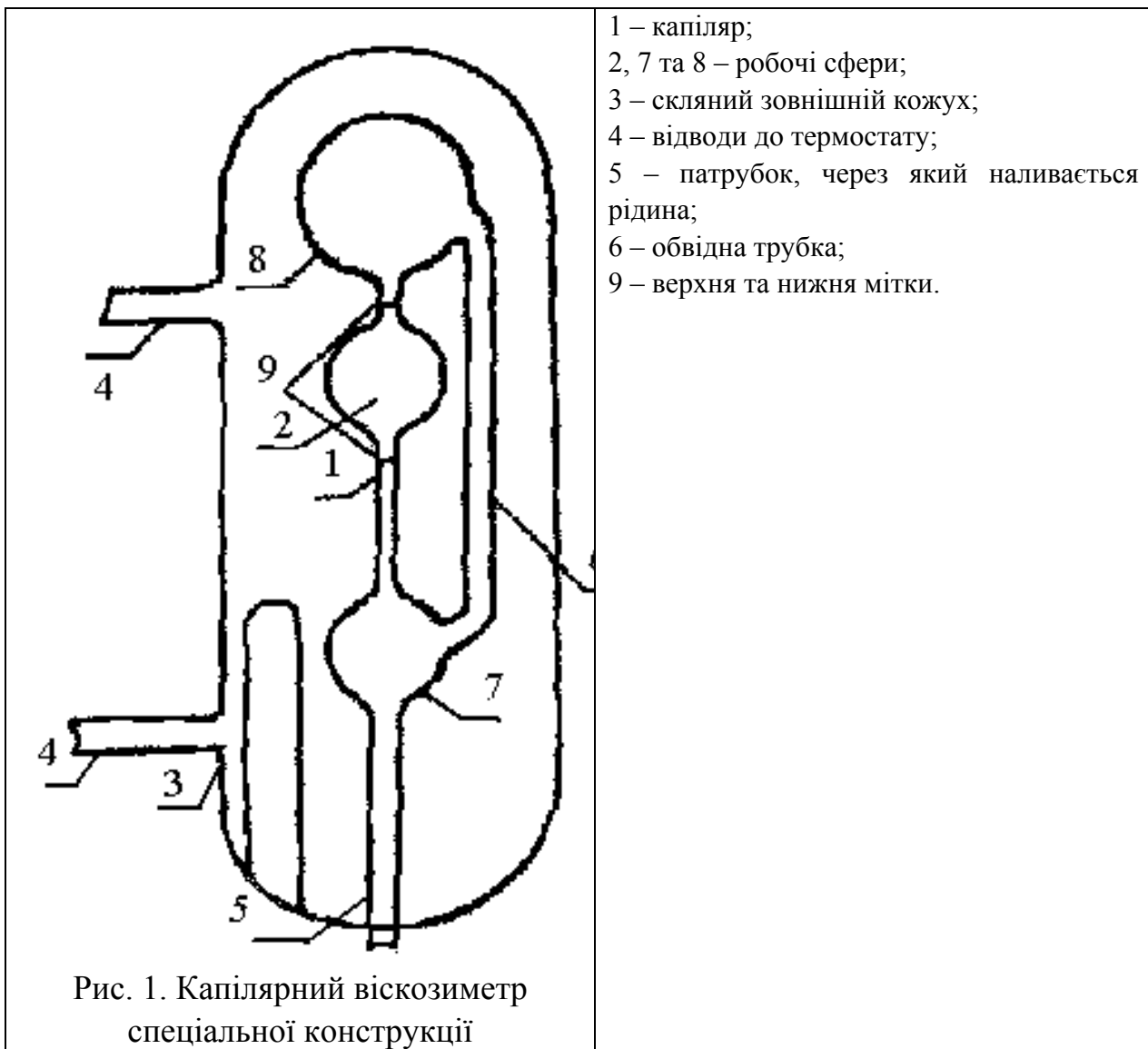
Для цього використовуються різні конструкції капілярних віскозиметрів типу Оствальда – Ранкіна, Уббелоде та інші [2, 18].

В роботі ми використовували віскозиметр типу Оствальда спеціальної конструкції (рис 1). Довжина капіляру такого віскозиметру складає  $\sim 10 - 12$  см, його діаметр  $\sim 2$  мм, а об'єм рідини, що протікає  $\sim 30 - 35$  см<sup>3</sup>.

Для калібрування віскозиметру використовували рідину з відомою густиною та в'язкістю в широкому діапазоні температур (воду). Кінематичну в'язкість розраховували, виходячи з часу протікання рідини у віскозиметрі за рівнянням:

$$\nu = \tau \cdot k \quad (32)$$

де  $\tau$  - час протікання рідини,  $k$  – константа віскозиметру, яка залежить від конструкційних параметрів віскозиметру та температури.



Літературні дані свідчать про те, що навіть для неширокого температурного інтервалу (248,15 – 323,15 К) константи віскозиметру суттєво розрізняються, тому існує багато методів розрахунку константи віскозиметру.

Оскільки температурний інтервал наших досліджень невеликий (298,15 – 303,15К), то константу віскозиметру розраховували по одній рідині для кожної температури досліджу:

$$k = \frac{\tau \cdot \rho_0}{\eta_0} \quad (33)$$

де:  $\tau$  – час протікання води,  $\rho_0$  та  $\eta_0$  – табличні значення густини та в'язкості води, відповідно. Розраховані таким чином константи віскозиметру для кожної температури були майже однакові і



розрізнялися у п'ятому знаку після коми, тому робоча константа віскозиметру визначалася як їх середнє арифметичне значення.

Калібрування віскозиметру проводили два рази для кожної системи електролітів: спочатку та в кінці вимірювання серії розчинів.

Термостатування при всіх температурах проводили у водяному термостаті протягом 15-20 хвилин. Точність термостатування складала  $\pm 0,01^{\circ}\text{C}$ , яка контролювалася за допомогою термометру Бекмана.

Динамічну в'язкість розчинів розраховували за рівнянням:

$$\eta = k \cdot \tau \cdot \rho \quad (34)$$

На рис. 2 представлені експериментальні концентраційні залежності динамічної в'язкості ( $\eta$ ) сульфатів Ni(II), Co(II), Cu(II) та Mn(II) при всіх температурах досліду.

При розрахунку коефіцієнту В розчинів електролітів типу 2:2 ми керувалися вищевказаними положеннями стосовно процесів асоціації та дисоціації. В цьому випадку використовувалося модифіковане рівняння Джонса-Дола:

$$\frac{\eta}{\eta_0} = \eta_r = 1 + A\sqrt{C_i} + B_i C_i + B_{ip} C_{ip} \quad (35)$$

де  $B_i$  та  $B_{ip}$  – коефіцієнти В рівняння Джонса-Дола для іонів та іонних пар, відповідно;  $C_i$  та  $C_{ip}$  – молярні концентрації дисоційованої ( $\alpha C$ ) та асоційованої ( $(1-\alpha)C$ ) частин електроліту, відповідно.

У подальшому коефіцієнт В рівняння Джонса-Дола (2), який не враховує асоціацію симетричних електролітів у розчині, будемо виражати як  $B_{JD}$ , а через В – позначимо величини, які можуть відноситися як до коефіцієнту  $B_{JD}$  рівняння (2), так і до коефіцієнту  $B_i$  рівняння (35).

Для оцінки впливу асоціації на обробку експериментальних даних по в'язкості нами було проведено порівняння коефіцієнтів  $B_{JD}$  за рівн. (2) і  $B_i$  за рівн. (35). Обробку первинних даних проводили наступним чином.

Величини коефіцієнту А розраховували за рівн. (16), використовуючи літературні значення граничних еквівалентних рухливостей іонів  $\lambda_0$  при відповідних температурах, а також для порівняння розраховувалися з рівнянням (2), використовуючи його, для малих концентрацій ( $C < 0,1$  моль/дм<sup>3</sup>), у вигляді:

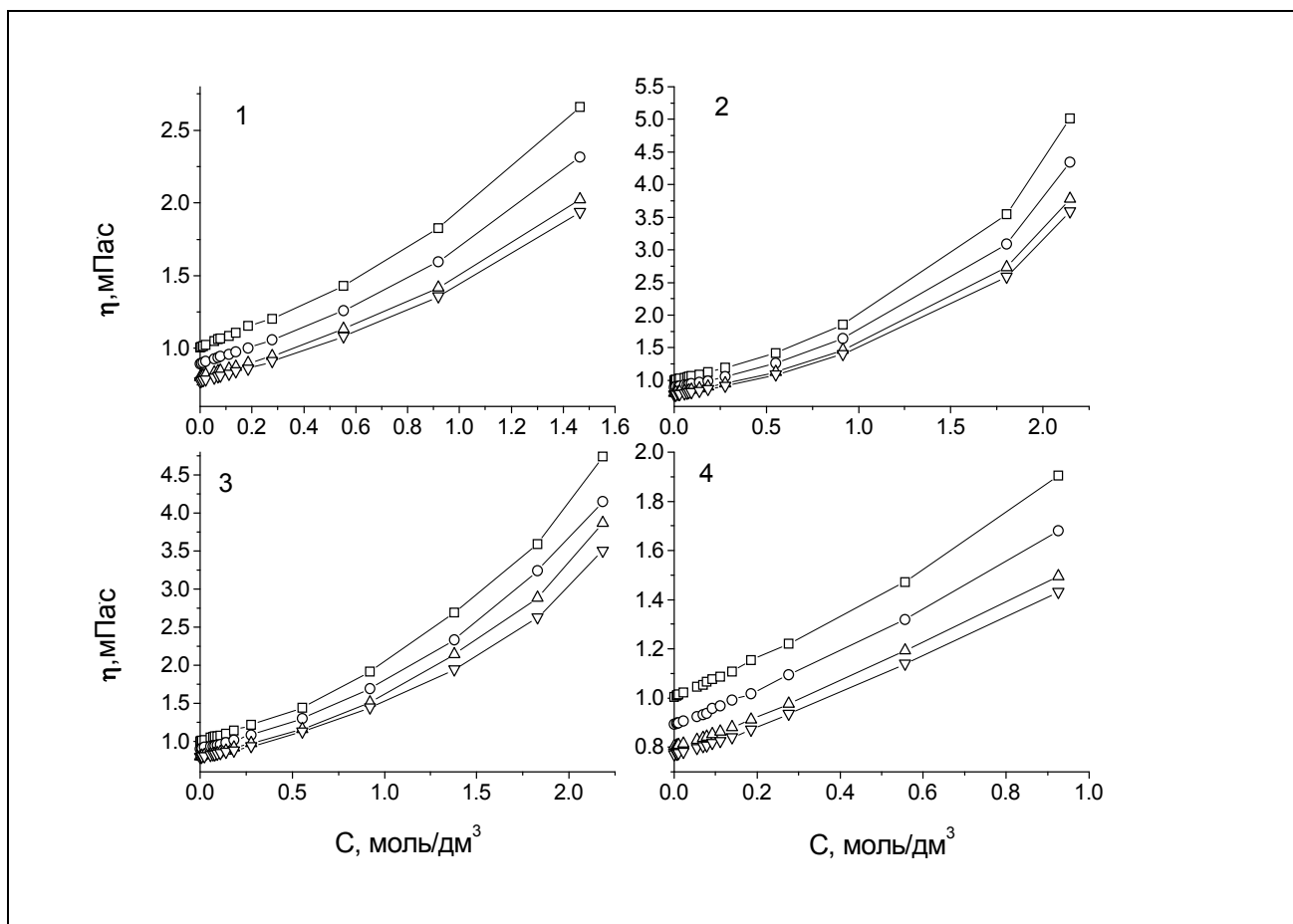


Рис. 2. Концентраційні залежності в'язкості розчинів 1 –  $\text{CuSO}_4$ , 2 –  $\text{MnSO}_4$ , 3 –  $\text{NiSO}_4$  та 4 –  $\text{CoSO}_4$ : ---□--- - при  $T = 293\text{K}$ , ---○--- -  $T = 298$ , ---△--- -  $T = 303\text{K}$ , ---▽---- -  $T = 305\text{K}$ .

$$\frac{\eta_r - 1}{\sqrt{C}} = A + B\sqrt{C} \quad (36)$$

Ступінь дисоціації  $\alpha$  для всіх температур дослідів з розведеними розчинами розраховували з літературних даних молярної електропровідності за співвідношенням  $\alpha = \lambda/\lambda_0$  методом послідовних наближень. Оскільки розрахунки за попереднім рівнянням обмежені діапазоном розведених розчинів, в діапазоні концентрацій  $C > 0,25$  моль/дм<sup>3</sup>, ми ввели поправку на  $\eta_0/\eta$ , (відносна текучість) тим самим враховуючи зменшення швидкості руху частинок з ростом концентрації, а також для порівняння, використовували значення константи рівноваги реакції  $\text{MeSO}_4 \rightleftharpoons \text{Me}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$

$$K = \frac{a_{\text{Me}^{2+}} \cdot a_{\text{SO}_4^{2-}}}{a_{\text{MeSO}_4}} = \frac{\alpha^2 \cdot C_{\text{MeSO}_4} \cdot \gamma_{\text{Me}^{2+}} \cdot \gamma_{\text{SO}_4^{2-}}}{\gamma_{\text{MeSO}_4} (1 - \alpha)} \quad (37)$$

де  $a_{\text{Me}^{2+}}$ ,  $a_{\text{SO}_4^{2-}}$ ,  $a_{\text{MeSO}_4}$  – відповідні активності іонів та сполуки,  $\alpha$  - ступінь дисоціації  $\text{MeSO}_4$ ,  $C_{\text{MeSO}_4}$  – вихідна концентрація солі

(моль/дм<sup>3</sup>),  $\gamma_{Me^{2+}}$ ,  $\gamma_{SO_4^{2-}}$ ,  $\gamma_{MeSO_4}$  коефіцієнти активності. З рівняння (37), використовуючи значення коефіцієнтів активності, отриманих при розрахунку рівноваги, маємо наступне рівняння відносно  $\alpha$ :

$$\alpha^2 \cdot \gamma_{Me^{2+}} \cdot \gamma_{SO_4^{2-}} \cdot C_{MeSO_4} + K \cdot \alpha - K \cdot \gamma_{MeSO_4} = 0 \quad (38)$$

Розраховані таким чином ступені дисоціації для всіх розчинів добре узгоджуються між собою. Як приклад, на рис. 3 наведені залежності  $\alpha$  для розчину NiSO<sub>4</sub>.

Величини коефіцієнтів  $B_i$  та  $B_{ip}$  для всіх розчинів розраховували з рівн. (35), приводячи його до лінійного вигляду.

$$\frac{\eta_r - 1 - A\sqrt{C_i}}{C_i} = B_i + B_{ip} \frac{C_{ip}}{C_i} \quad (39)$$

Як приклад, на рис. 4 представлені залежності в'язкості розчинів NiSO<sub>4</sub> у лінійних координатах для розрахунку коефіцієнтів  $A$ ,  $B_{JD}$ ,  $B_i$  та  $B_{ip}$ .

Аналогічний вигляд мають криві для всіх досліджених розчинів сульфатів Ni(II), Co(II), Cu(II) та Mn(II) при всіх температурах досліду.

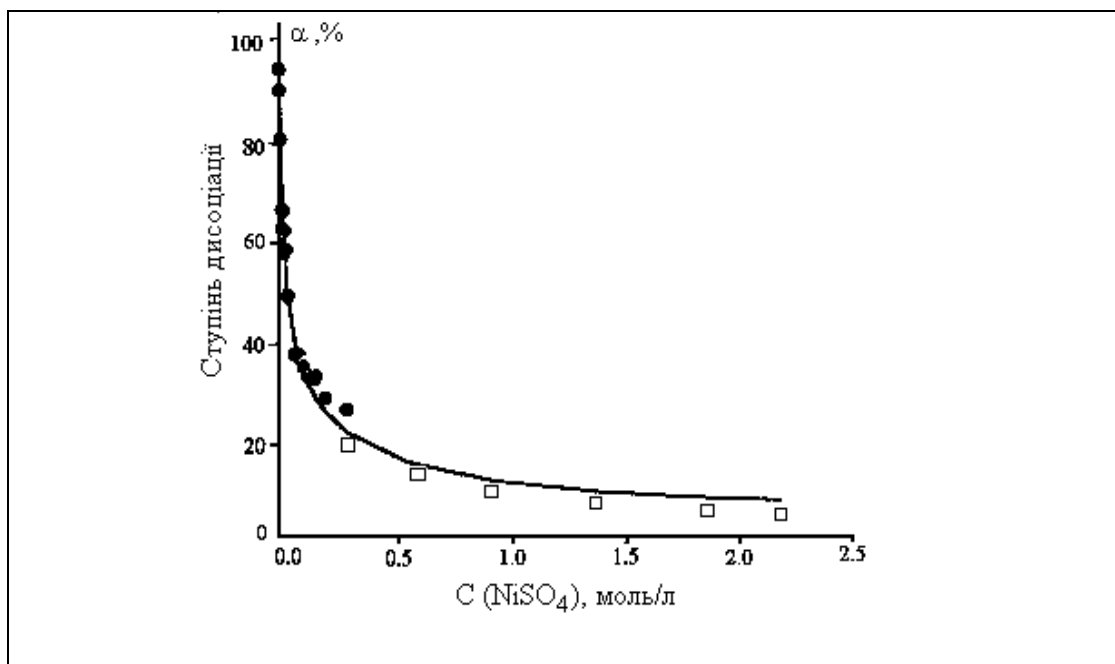


Рис. 3. Залежність ступеня дисоціації від концентрації при  $T = 298$  К: • - з даних електропровідності; □ - з урахуванням поправки на  $\eta_0/\eta$

Результати розрахунків коефіцієнтів  $A$ ,  $B_{JD}$ ,  $B_i$ ,  $B_{ip}$  та літературні [26] значення логарифму константи асоціації для всіх досліджених розчинів наведені в таблиці 1.

Таблиця 1

Значення коефіцієнтів рівнянь (35) та (39) для 2:2 електролітів у воді

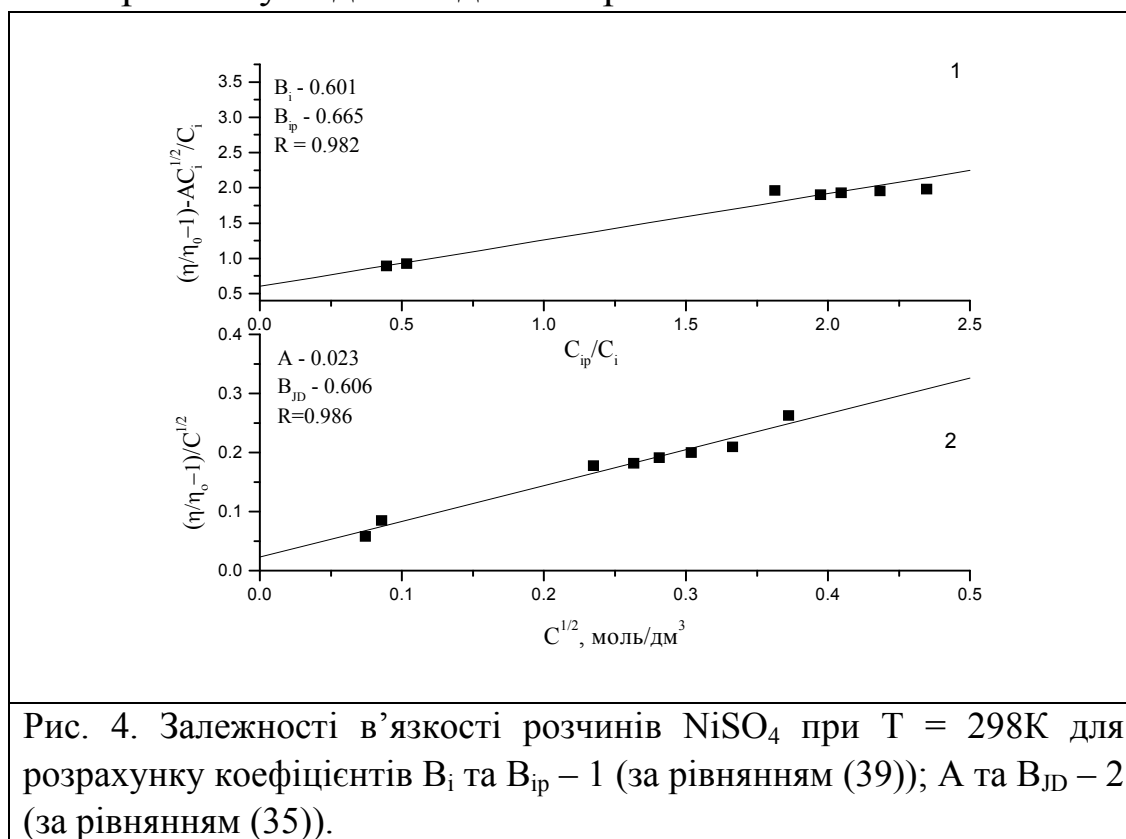
Т,К	A, (дм <sup>3</sup> /моль) <sup>1/2</sup>	lg K <sub>ass</sub>	B <sub>JD</sub>	B <sub>i</sub> дм <sup>3</sup> /моль	B <sub>ip</sub>
<b><i>NiSO<sub>4</sub></i></b>					
293	0,02287* 0,0229**	2,31	0.642±0.009 <sub>4</sub>	0.64±0.02 <sub>4</sub>	0.711±0.04 <sub>3</sub>
298	0,0229* 0,02301**	2,32	0.606±0.007 <sub>1</sub>	0.601±0.02 <sub>1</sub>	0.665±0.03 <sub>1</sub>
303	0,02291* 0,02292**	2,33	0.564±0.006 <sub>1</sub>	0.559±0.009 <sub>1</sub>	0.601±0.02 <sub>2</sub>
305	0,02294* 0,02293**	2,34	0.531±0.008 <sub>5</sub>	0.527±0.01 <sub>5</sub>	0.586±0.02 <sub>4</sub>
<b><i>CoSO<sub>4</sub></i></b>					
293	0,0233* 0,0231**	2,34	0,620±0,009 <sub>1</sub>	0,616±0,007 <sub>1</sub>	0,678±0,01 <sub>1</sub>
298	0,02348* 0,0232**	2,36	0,574±0,007 <sub>1</sub>	0,569±0,008 <sub>1</sub>	0,622±0,03 <sub>1</sub>
303	0,02337* 0,0233**	2,37	0,556±0,008 <sub>2</sub>	0,551±0,006 <sub>2</sub>	0,614±0,02 <sub>2</sub>
305	0,02338* 0,02335**	2,38	0,549±0,005 <sub>5</sub>	0,542±0,006 <sub>5</sub>	0,598±0,02 <sub>5</sub>
<b><i>CuSO<sub>4</sub></i></b>					
293	0,0228* 0,0224**	2,24	0,749±0,008 <sub>8</sub>	0,739±0,009 <sub>8</sub>	0,849±0,02 <sub>8</sub>
298	0,0229* 0,0225** 0.0230***	2,26	0,674±0,009 <sub>7</sub>	0,669±0,005 <sub>7</sub>	0,704±0,03 <sub>7</sub>
303	0,0230* 0,02254**	2,28	0,604±0,006 <sub>2</sub>	0,596±0,008 <sub>2</sub>	0,684±0,02 <sub>2</sub>
305	0,0231* 0,02287**	2,32	0,572±0,005 <sub>9</sub>	0,561±0,009 <sub>9</sub>	0,611±0,03 <sub>5</sub>
<b><i>MnSO<sub>4</sub></i></b>					
293	0,0229* 0,0221**	2,25	0,613±0,003 <sub>9</sub>	0,606±0,008 <sub>9</sub>	0,629±0,01 <sub>5</sub>
298	0,0230* 0,0225** 0.0231***	2,26	0,600±0,006 <sub>1</sub>	0,591±0,006 <sub>1</sub>	0,619±0,02 <sub>9</sub>
303	0,0231* 0,0221**	2,27	0,556±0,008 <sub>1</sub>	0,546±0,007 <sub>5</sub>	0,600±0,03 <sub>1</sub>
305	0,0232* 0,0226**	2,28	0,540±0,007 <sub>5</sub>	0,534±0,008 <sub>4</sub>	0,580±0,03 <sub>2</sub>

\* – теоретичні, розраховані за рівнянням (16)

\*\* – отримані з експерименту за рівнянням (35)

\*\*\* – літературні дані [26].

Графічна залежність отриманих коефіцієнтів  $V_{JD}$ ,  $V_i$  та  $V_{ip}$  для 2:2 електролітів у воді наведена на рис. 4.



Як видно з рис. 4 та аналізу таблиці 1 значення коефіцієнту  $V$ , отримані з врахуванням та без врахування процесів асоціації, співпадають у межах похибки, тобто корекція на асоціацію електроліту за рівнянням  $MeSO_4 = Me^{2+} + SO_4^{2-}$  при відповідних концентраціях та величинах констант асоціації суттєво не впливає на величину коефіцієнту  $V$  для досліджених розчинів. Константи асоціації всіх розчинів також майже однакові, а значення коефіцієнтів  $V_i$  та  $V_{ip}$  є співрозмірними. Тому, в подальшому, для розрахунків ми будемо користуватися коефіцієнтом  $V_{JD}$  рівняння Джонса-Дола.

Для опису концентраційної залежності відносної динамічної в'язкості несиметричних електролітів, нами була зроблена спроба описати експериментальні дані в'язкості, використовуючи існуючі рівняння Джонса-Дола, хоча більш придатним тут є модифіковані рівняння виду (3). На рис. 5 представлені експериментальні та розраховані за рівн. (20) залежності відносної в'язкості ( $\eta_r$ ) для водних розчинів  $CoCl_2$  та  $Co(NO_3)_2$  при температурі 298 K, які узгоджуються між собою в межах 1%. Подібного вигляду залежності

були отримані для всіх досліджених розчинів 2:1 електролітів при всіх температурах.

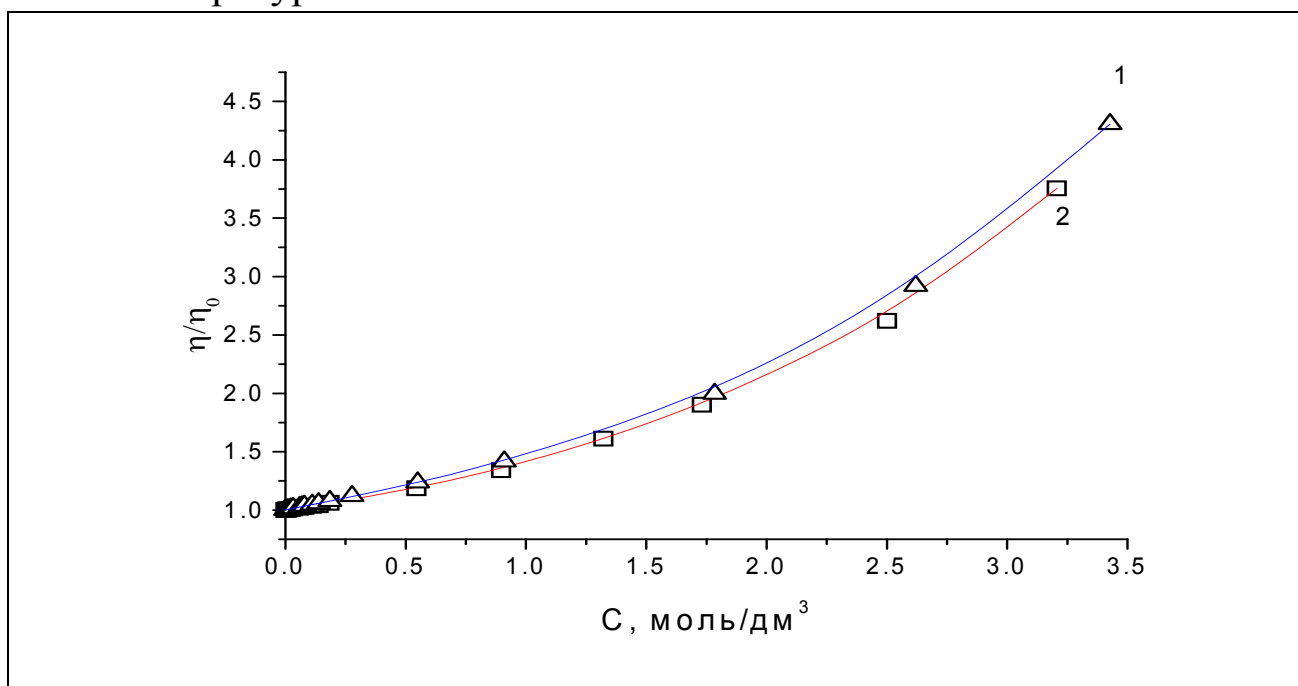


Рис. 5. Експериментальні  $\Delta$  - для розчину  $\text{CoCl}_2$  та  $\square$  - для розчину  $\text{Co}(\text{NO}_3)_2$  і розраховані за рівнянням (20) ----- для розчину  $\text{CoCl}_2$  та ----- для розчину  $\text{Co}(\text{NO}_3)_2$  значення відносної в'язкості при  $T = 298 \text{ K}$ .

Таблиця 2

Значення коефіцієнтів А та В, отриманих з рівнянь (36) та (40) для водних розчинів 2:1 електролітів

Т, К	А, (дм <sup>3</sup> /моль) <sup>1/2</sup>	В, (3.1) дм <sup>3</sup> /моль	В, (3.5) дм <sup>3</sup> /моль	А, (дм <sup>3</sup> /моль) <sup>1/2</sup>	В, (3.1) дм <sup>3</sup> /моль	В, (3.5) дм <sup>3</sup> /моль
	<i>NiCl<sub>2</sub></i>			<i>Ni(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub></i>		
293	0,0166* 0,0164*	0,407±0,008	0,411±0,005	0,0164* 0,0163*	0,328±0,007	0,321±0,006
298	0,0167* 0,01637*	0,379±0,007	0,378±0,006	0,0169* 0,0169*	0,310±0,008	0,309±0,005
303	0,0168* 0,0166*	0,356±0,009	0,360±0,006	0,0171* 0,0168*	0,301±0,008	0,294±0,004
305	0,0168* 0,0170*	0,335±0,008	0,335±0,005	0,0173* 0,0168*	0,278±0,009	0,279±0,006
	<i>CoCl<sub>2</sub></i>			<i>Co(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub></i>		
293	0,0167* 0,01675*	0,392±0,008	0,394±0,006	0,0172* 0,0174*	0,314±0,008	0,316±0,004
298	0,0169* 0,0168*	0,362±0,006	0,362±0,005	0,0173* 0,0173*	0,287±0,008	0,281±0,005
303	0,0170* 0,0169*	0,336±0,009	0,339±0,005	0,0175* 0,0175*	0,274±0,007	0,274±0,005
305	0,0171* 0,0169*	0,332±0,007	0,334±0,007	0,0176* 0,0173*	0,270±0,009	0,269±0,006

	<i>CuCl<sub>2</sub></i>			<i>Cu(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub></i>		
293	0,0160* 0,0164*	0,503±0,009	0,503±0,006	0,0164* 0,0166*	0,449±0,007	0,442±0,004
298	0,0162* 0,0162*	0,445±0,007	0,443±0,005	0,0166* 0,0166*	0,380±0,009	0,380±0,005
303	0,0164* 0,0167*	0,400±0,007	0,402±0,005	0,0168* 0,0167*	0,322±0,008	0,326±0,004
305	0,0165* 0,0163*	0,358±0,008	0,362±0,004	0,0169* 0,0166*	0,295±0,009	0,291±0,006
	<i>MnCl<sub>2</sub></i>			<i>Mn(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub></i>		
293	0,0165* 0,0167*	0,388±0,007	0,386±0,004	0,0170* 0,0171*	0,311±0,009	0,310±0,003
298	0,0167* 0,0168*	0,378±0,007	0,378±0,004	0,0171* 0,0171*	0,294±0,007	0,294±0,005
303	0,0169* 0,0169*	0,352±0,009	0,353±0,005	0,0172* 0,0173*	0,279±0,009	0,279±0,005
305	0,0170* 0,0170*	0,346±0,008	0,344±0,003	0,0173* 0,0173*	0,264±0,008	0,265±0,004

\* – теоретичні, розраховані за рівнянням (16)

\*\* – отримані з експерименту за рівнянням (36)

Обробку первинних даних проводили по аналогії, як і для 2:2 електролітів. Спочатку, для розбавленого діапазону ( $C < 0,11$  М) застосовувалося рівняння Джонса-Дола у вигляді (36), з якого отримали коефіцієнти А і В, які наведені в таблиці 2 у порівнянні з теоретичні значення коефіцієнту А. Далі, рівняння (20) приводили до вигляду:

$$\frac{(\eta_r - 1 - A\sqrt{C})}{C} = \sum_{i=1}^4 B_i \cdot C^i \quad (40)$$

і описували поліномом 4-го ступеня, в якому коефіцієнт  $B_0$  відповідає коефіцієнту В рівняння Джонса-Дола.

Як видно з таблиці 2 значення коефіцієнтів В, отриманих з рівнянь (36) та (40) дуже добре узгоджуються між собою, що підтверджує доцільність використання рівн. (20) для опису концентраційної залежності в'язкості водних розчинів несиметричних електролітів в широкому інтервалі, а додаткові члени, які введені у класичне рівняння і залежать від концентрації хоча і якісно, але враховують процеси асоціації. Для подальших розрахунків ми використовували В-коефіцієнт, отриманий з рівняння (40).

Нами отримані експериментальні результати температурно-концентраційної залежності динамічної в'язкості водних розчинів хлоридів, нітратів та сульфатів 3d-перехідних металів. Як уже

відмічалось, неможливо виміряти В-коефіцієнт, однак його можна представити у вигляді суми членів, які відповідають взаємодії з розчинником аніону та катіону. На сьогодні існує багато методів розділення В-коефіцієнту на складові для окремих іонів ( $B_i$ ), виходячи з адитивного внеску кожного з іонів. Методики розділення коефіцієнту В на складові ґрунтуються на напівемпіричних співвідношеннях, які дозволяють отримати  $B_i$ -коефіцієнти, значення яких корелюють з іншими властивостями іонів. Головна ідея, на яку слід звернути увагу, полягає в тому, що найбільшу перевагу надають застосуванню методик розділення для електролітів з малими значеннями коефіцієнту В (для водних розчинів КСІ при 298 К  $B = -0,014 \pm 0,002$  дм<sup>3</sup>/моль), та з великими значеннями (наприклад, для водних розчинів  $\text{Ph}_4\text{PVPPh}_4$  при 298К  $B = 2,196 \pm 0,007$  дм<sup>3</sup>/моль). У першому випадку абсолютні та відносні похибки забезпечують менші, у порівнянні з другим, похибки для інших іонів, які розраховуються на їх основі. Оскільки температурні залежності  $B_i$ -коефіцієнту для аніонів добре вивчені, то можна розрахувати температурні залежності  $B_i$ -коефіцієнту і для катіонів. Температурні залежності  $B_i$  для аніонів бралися з роботи [26] та адаптувалися до температур експерименту за рівнянням:

$$B_i = \sum_{i=1}^n A_i \cdot t^{i-1} \quad (41)$$

Ступінь поліному (n-1) визначали з умови мінімального відхилення розрахованих даних від літературних. Виходячи з принципу адитивності були розраховані  $B_i$ -коефіцієнти для катіонів при всіх температурах експерименту, як середня арифметична величина по всіх аніонах. Для розрахунків іонних коефіцієнтів розглядалися величини коефіцієнтів В, які отримані за рівняннями (35) та (41). Результати цих розрахунків наведені в таблиці 3.

Таблиця 3

Значення іонних  $B_i$ – коефіцієнтів (дм<sup>3</sup>/моль)

T, К	$\text{Ni}^{2+**}$	$\text{Co}^{2+**}$	$\text{Cu}^{2+**}$	$\text{Mn}^{2+**}$	$\text{Cl}^*$	$\text{NO}_3^*$	$\text{SO}_4^{2-*}$
293	0,441	0,423	0,553	0,425	-0,015	-0,056	0,196
298	0,399	0,371 0,372*	0,467	0,380 0,388*	-0,005	-0,044	0,206
303	0,353 0,349*	0,338	0,388 0,387*	0,347	-0,001	-0,032	0,216
305	0,336	0,326	0,352	0,329	0,0015	-0,027	0,221

\* – літературні дані [27]

\*\* – значення розраховувалися як середнє арифметичне по всіх аніонах.



Як вже відзначалося, коефіцієнт  $B$  рівняння Джонса-Дола відображає вплив форми та розміру розчиненої частинки, її орієнтаційну взаємодію з сусідніми молекулами розчинника, а також зміни структури розчинника поблизу частинки, що приводить до зміни мікров'язкості в найближчому молекулярному оточенні. Виходячи з цього іонний коефіцієнт  $B_i$  можна представити у вигляді суми трьох внесків [28]:

$$B_i = B_i^{Ein} + B_i^{or} + B_i^{str} \quad (42)$$

де  $B_i^{Ein}$  – ейнштейнівський внесок, який описує вплив «виключеного» об'єму, викривлення ліній потоку розчинника поблизу іону, яке пов'язане з наявністю у нього відповідної геометричної форм та не залежить від температури;  $B_i^{or}$  – орієнтаційний внесок, який враховує зміни мікров'язкості розчинника за рахунок орієнтації диполів розчинника електростатичним полем іону;  $B_i^{str}$  - структурний внесок, який обумовлений специфічною короткодіючою взаємодією іону з найближчим оточенням, внаслідок чого суттєво міняється як рухливість молекул розчинника з найближчого оточення, так і його структура поблизу іону, тобто його мікров'язкість.

Таким чином, внесок  $B_i^{str}$  можна розглядати як кількісну, структурно-динамічну величину, яка характеризує специфічні іон-молекулярні взаємодії.

Внески  $B_i^{Ein}$  та  $B_i^{or}$  для катіонів розраховувалися за рівняннями (13) – (15), беручи до уваги граничну умову «злипання» оскільки встановлено, що молекули розчинника досить міцно зв'язані з катіонами в аквакомплексі, за рахунок чого збільшується їх ефективний розмір. Для аніонів використовувалася умова «ковзання», оскільки аніони менш здатні до утворення стійких комплексів з водою.

Необхідні для розрахунку внеску  $B_i^{or}$  дані для води ( $\epsilon$ ,  $\epsilon_0$  та  $\tau_D$ ) при температурах дослідів, були отримані інтерполяцією літературних даних [29] і наведені в таблиці 4.

Таблиця 4

Фізико-хімічні характеристики для води при різних температурах

Властивість	293К	298К	303К	305К
$\epsilon$	81,1	78,3	76,74	75,85
$\epsilon_{\infty}$	6,9	6,4	6,2	5,9
$\tau_D \cdot 10^{-12}, c$	9,55	8,25	7,37	7,03

Результати розрахунків внесків у  $B_i$  - коефіцієнти для всіх досліджених іонів при відповідних температурах представлені в таблицях 5 та 6.

Таблиця 5

Складові  $B_i^{Ein}$  та  $B_i^{or}$  (дм<sup>3</sup>/моль) іонних  $B_i$ -коефіцієнтів досліджених водних розчинів

Іон	$B_i^{Ein}$	$B_i^{or}$			
		293К	298К	303К	305К
$Ni^{2+}$	0,0019	0,0744	0,0749	0,0760	0,0766
$Co^{2+}$	0,0024	0,0738	0,0744	0,0755	0,0760
$Cu^{2+}$	0,0024	0,0738	0,0744	0,0755	0,0760
$Mn^{2+}$	0,0032	0,0729	0,0735	0,0746	0,0751
$Cl^-$	0,015	0,0164	0,0166	0,0168	0,0170
$NO_3^-$	0,021	0,0166	0,0168	0,0171	0,0172
$SO_4^{2-}$	0,031	0,0482	0,0487	0,0495	0,050

Таблиця 6

Складові  $B_i^{str}$  (дм<sup>3</sup>/моль) іонних  $B_i$ -коефіцієнтів при досліджених температурах

Іон	293К	298К	303К	305К
$Ni^{2+}$	0,3699	0,323	0,275	0,258
$Co^{2+}$	0,348	0,295	0,262	0,248
$Cu^{2+}$	0,477	0,391	0,310	0,273
$Mn^{2+}$	0,349	0,303	0,269	0,250
$Cl^-$	-0,046	-0,037	-0,032	-0,030
$NO_3^-$	-0,094	-0,082	-0,070	-0,065
$SO_4^{2-}$	0,117	0,126	0,136	0,140

Як витікає з отриманих результатів (табл. 5 та 6) вирішальний внесок у взаємодію розглянутих електролітів з розчинником вносять

катіони, головний вплив яких проявляється на зміні структури води в найближчому оточенні іону.

На наш погляд це, в першу чергу, обумовлено малим радіусом і порівняно високим зарядом цих іонів (причому чим менший радіус іону, тим більший його орієнтуючий вплив на молекули розчинника), завдяки чому катіони формують стійку гідратну оболонку з шести молекул води в першій координаційній сфері [26].

Збільшення температури приводить до послаблення цього впливу, що визначає в цілому температурну залежність взаємодії розглянутих солей з водою в розчиненому стані.

Роль аніонів менш суттєва в загальній схемі взаємодії розчиненої речовини з розчинником, яка в значній мірі визначається їх структурою, зарядом, розподілом електронної густини.

З розглянутих тут аніонів найбільш суттєво впливає на структуру води іон  $\text{NO}_3^-$ , який здатний до утворення з молекулами  $\text{H}_2\text{O}$  водневих зв'язків [30], виступаючи як структуроруйнівний компонент розчину. Іон  $\text{Cl}^-$  значно слабкіше впливає на структуру води порівняно з  $\text{NO}_3^-$ , однак негативне значення внеску  $B_i^{\text{str}}$  (табл. 5) дозволяє віднести його також до структуроруйнівних іонів, що в цілому узгоджується з літературними оцінками [29].

Разом з тим, слабка взаємодія з водою створює певні труднощі при визначенні гідратної структури іону  $\text{Cl}^-$ , що призводить до неоднозначності в оцінці координаційного числа іону – чотири в ЯМР-дослідженнях [31, 32], шість у дифракційних експериментах [33, 34] та від одного до чотирнадцяти при комп'ютерному моделюванні [26].

Логічною бачиться роль іону  $\text{SO}_4^{2-}$ , тетраедрична конфігурація якого, а також прийнятний розмір (0,23 нм) дозволяють йому досить легко «входити» у трьохмірну структуру води.

В багатьох роботах [29] вказується на високу ступінь, як для аніону, організації молекул води навколо іону  $\text{SO}_4^{2-}$ . Як видно (табл. 6) для катіонів значення внеску  $B_i^{\text{str}}$  з ростом температури дещо зменшується, а для аніонів відповідно збільшується, як, загалом, змінюються з температурою відповідні їм  $B_i$ - коефіцієнти.

Таким чином, здатність аніону  $\text{SO}_4^{2-}$  до високої організації

молекул розчинника навколо себе, помітно впливає на концентраційні залежності фізико-хімічних властивостей, тобто в значній мірі визначаються природою аніону. Близький рівень асоційованості в розчинах нітратів та хлоридів металів визначає близький характер кривих концентраційної залежності в'язкості розчинів.

Виходячи з поставлених завдань, нами були досліджені залежності отриманих структурних складових в'язкості  $B_i^{str}$  (табл. 6) від температури та природи іонів.

На рис. 6 представлені температурні залежності  $B_i^{str}$ . Як видно з рис. 6, з врахуванням похибок визначення, температурні залежності  $B_i^{str}$  мають лінійний характер. Для всіх катіонів та аніону  $SO_4^{2-}$  отримані величини додатні та зменшуються для катіонів і збільшуються для аніонів із збільшенням температури.

З отриманих результатів можна зробити такі висновки. Більшість досліджених іонів мають додатні значення внеску  $B_i^{str}$ , тобто вони виступають по відношенню до розчинника, як структуроукріплюючі, завдяки специфічним взаємодіям, а також геометричній структурі аквакомплексу.

Значна взаємодія катіонів з розчинником, завдяки їх невеликим розмірам та більшому, у порівнянні з аніоном, заряду призводить до того, що вони утворюють не тільки першу гідратну оболонку, але й подальші (особливо чітко ця властивість проявляється для катіону  $Ni^{2+}$ ), що знаходить підтвердження в дослідженнях ЯМР [31, 35] та рентгенографії [34, 36, 37] і дозволяє говорити про суттєву зміну структури розчинника в найближчому оточенні катіонів. В зв'язку з цим, при розгляді взаємодії катіону з найближчим оточенням молекул розчинника, саме структурні аспекти необхідно враховувати в першу чергу.

Для аніонів маємо дещо іншу картину. Аніони, як правило, гідратуються за допомогою водневого зв'язку, а якщо такі відсутні, за рахунок іон-дипольної взаємодії.

Як вже неодноразово відмічалось, аніони  $NO_3^-$  та  $Cl^-$  виявляють руйнуючий вплив на структуру розчинника завдяки, перш за все, своїй геометричній будові. І хоча прості іони, такі як  $Cl^-$ ,  $Br^-$ ,  $I^-$  [33] мають стійку гідратну сферу з шести молекул води, але швидкість обміну молекул води в останніх надто велика, що і спричиняє негативну гідратацію цих іонів.

Вплив аніонів на найближчих сусідів значно слабкіший, ніж катіонів, тобто не розповсюджується на велику кількість молекул розчинника, а зміна мікрров'язкості відбувається внаслідок переорієнтації молекул розчинника поблизу аніону, що і приводить до зміни їх рухливості. Таким чином, при розгляді взаємодії аніон-розчинник значну роль, як і для катіонів, відіграє геометрична будова, розмір та рухливість останніх.

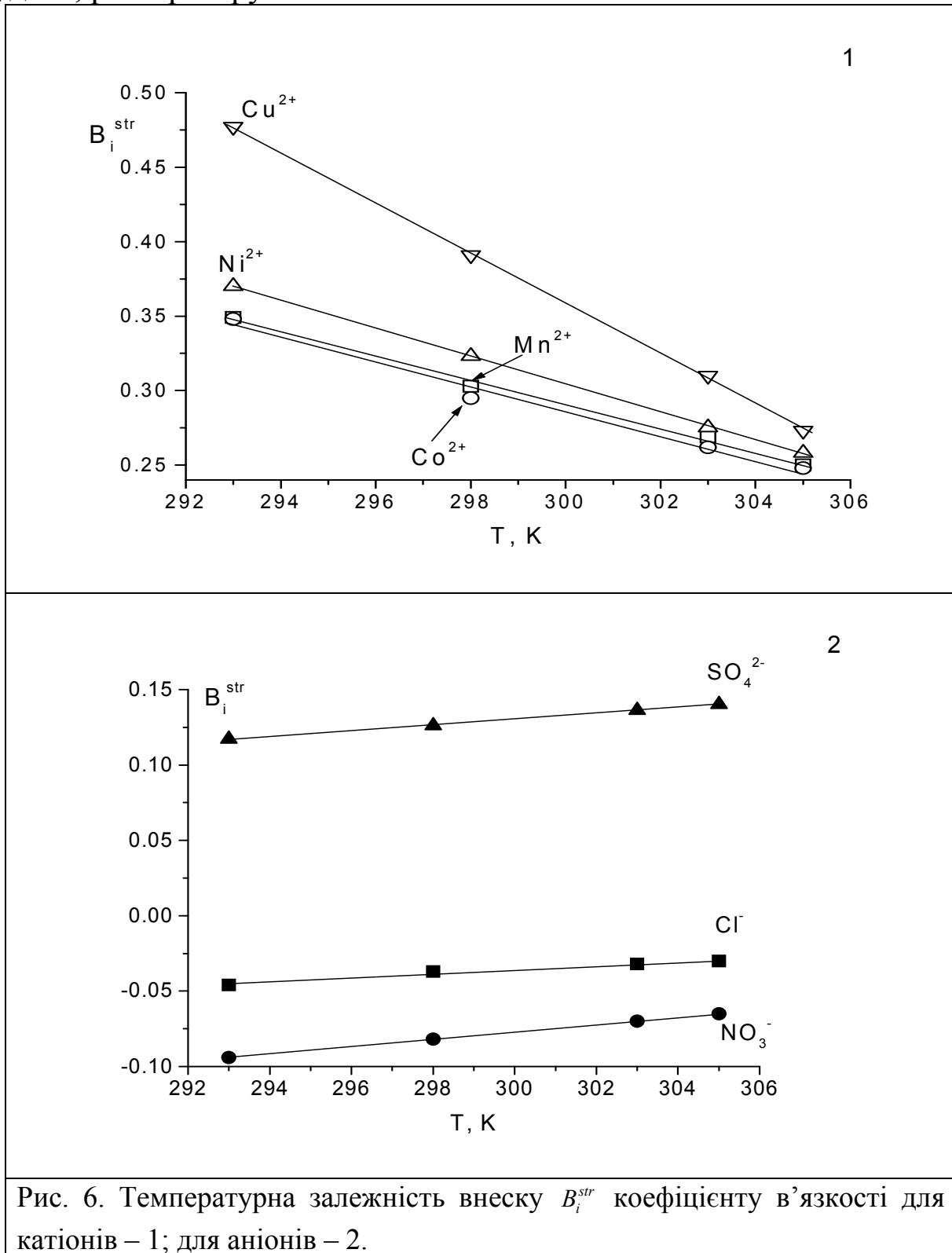


Рис. 6. Температурна залежність внеску  $B_i^{str}$  коефіцієнту в'язкості для катіонів – 1; для аніонів – 2.

Збільшення коефіцієнту  $B_i$  та його структурної складової  $B_i^{str}$  для аніонів з ростом температури обумовлено поступовим руйнуванням структури води і, відповідно, збільшенням кількості утворених водневих зв'язків [38].

З цих самих причин із збільшенням температури змінюється руйнівний вплив аніонів  $Cl^-$  (після 303 K) та  $NO_3^-$  (після 323 K) на укріплюючий по відношенню до розчинника [39].

З проведеного вище аналізу витікає припущення, що у випадку в'язкої течії розчинника навколо іону, пріоритетними є саме іон-дипольна взаємодія (сюди можна віднести донорно-акцепторну взаємодію та утворення водневих зв'язків), завдяки неперервному процесу утворення та руйнування зв'язків між іонами і розчинником.

Інтенсивність таких взаємодій надто чутлива як до структури молекул розчинника, так і до їх рухливості, що і визначає залежність внеску  $B_i^{str}$  від температури, а особливо від природи катіону та геометричної будови катіонних аквакомплексів.

Якщо спостерігається здатність до комплексоутворення, як у даному випадку, то іон координує навколо себе певну кількість молекул розчинника на певних відстанях, які мають здатність екранувати заряд іону за рахунок перерозподілу електронної густини всередині комплексу.

Тобто, утворюється динамічний аквакомплекс великого розміру з малою поверхневою густиною заряду, який можна розглядати як самостійну кінетичну одиницю, що і було враховано при розрахунках внесків у  $B_i$ .

Зменшення внеску  $B_i^{str}$  із збільшенням температури для всіх катіонів обумовлено збільшенням рухливості часточок у рідині, що спричиняє послаблення міжчастинкових взаємодій як в самому аквакомплексі, так і між комплексом і молекулами розчинника. Такий ефект приводить до послаблення впливу іону на структурно-динамічні властивості гідратації із збільшенням температури.

Приведенні вище результати співставлення структурних та об'ємних властивостей розчинів електролітів ще раз підкреслюють важливу роль початкової структури води в упорядкуванні такої

складної системи, якою є водний розчин електроліту в широкому інтервалі концентрацій розчиненої речовини.

Експериментальні значення в'язкості 2:1 електролітів були застосовані для аналізу взаємодії іонів з водою, що можливо в достатньо розведених розчинах використовуючи рівняння Джонса-Дола.

Визначення коефіцієнтів  $A$  і  $B$  проводили за класичною методикою, шляхом лінеаризації рівняння Джонса-Дола. Вся концентраційна залежність розчинів 2:1 описувалася рівн. (20).

Рівняння Джонса-Дола у класичному вигляді використовували в тому випадку, коли припускали наявність повної дисоціації електроліту.

Однак, отримані нами дані по рівноважному складу розчинів вказують на наявність, особливо для сульфатів, недисоційованих частинок і асоціатів різного типу.

В зв'язку з цим дані по в'язкості для розчинів сульфатів оброблялися з використанням модифікованого рівняння (31).

Приведенні вище результати співставлення структурних та об'ємних властивостей розчинів електролітів ще раз підкреслюють важливу роль початкової структури води в упорядкуванні такої складної системи, якою є водний розчин електроліту в широкому інтервалі концентрацій розчиненої речовини.

Отримані експериментальні результати та їх аналіз дозволяють провести деякі узагальнення стосовно характеру впливу природи та геометричної будови іонів на структуру розчинника в досліджених розчинах та їх особливостей, пов'язаних з послідовною заміною в структурі розчинника.

1. В якості структурно-динамічних характеристик процесів іонної гідратації, що обумовлені короткодійними специфічними взаємодіями іон-розчинник, запропоновано використовувати структурні внески іонних коефіцієнтів в'язкості.

2. Встановлено, що іонний коефіцієнт в'язкості  $B_i$  взагалі, і його структурна складова  $B_i^{str}$  зокрема, характеризують взаємодію іон-розчинника та чутливі до особливостей будови структурних одиниць (аквакомплексів іонів) розчину.

3. Проведений аналіз внесків  $B_i^{str}$  дозволяє віднести катіони та аніони до двох різних груп: однозарядні аніони мають низьку гідратуєчу здатність та структуроруйнівний вплив на розчинник, який слабо залежить від температури; двозарядні аніони також мають невелику гідратуєчу здатність, але, на відміну від однозарядних, проявляють структуроукріплюючий вплив на розчинник, насамперед за рахунок власної будови; всі катіони 3d-елементів характеризуються значним структуроукріплюючим впливом, завдяки невеликим розмірам та, відповідно, великою поверхневою густиною заряду.

Виходячи з отриманих даних, встановлено, що процеси асоціації не впливають на характер взаємодії іон-розчинника в широкому діапазоні концентрацій.

#### *Література*

1. Крестов Г. А., Виноградов В. И., Кесслер Ю. М. Современные проблемы химии растворов. М.: Наука, 1986. 264 с.
2. Эрдеи-Груз Т. Явления переноса в водных растворах: Пер. с англ М.: Мир, 1979. 594 с.
3. Hubbard J., Onsager L. Dielectric dispersion and dielectric friction in electrolyte solutions I. *Chem. Phys.* 1977. Vol. 67, № 11. P. 4850-4857.
4. Ibuki K., Nakahara M. Effect of dielectric friction of the viscosity B coefficients for electrolyte in methanol-water mixture *J. Chem. Phys.* 1987. Vol. 86, № 10. P. 5734-5738.
5. Ibuki K., Nakahara M. Temperature and solvent effects on viscosity B coefficients. Monovalent ions in acetonitrile at 15, 25 and 35<sup>0</sup>C. *J. Phys. Chem.* 1990. Vol. 94, № 21. P. 8370-8373.
6. Falkenhagen H., Ebeling W., Hertz G. Theorie der Elektrolyten. Leipzig. : S. Hirzel Verlag, 1971. P. 558.
7. Казіміров В. П., Легкобит Г. Ю. В'язкість та електропровідність водних розчинів солей Ni(II). *Журнал фізичних досліджень*. 2000. Т. 4, № 2. С. 159-164.
8. Eastal A. J. Hydration models for trivalent metal ion solutions: dissuasion of Fe(III) and <sup>3</sup>HNO and shear viscosities in iron (III) perchlorate solutions at 298K. *J. Phys. Chem.* 1989. Vol. 93, № 21. P. 7517-7520.



9. Ouerfelli N., Bouanz M. A shear viscosity study of cerium(III) nitrate in concentrated aqueous solutions at different temperatures. *J. Phys.: Condens. Matter*. 1996. Vol. 8. P. 2763-2774.
10. Afzal M., Iqbal M. J., Ahmad H. Temperature dependence of viscosity B-coefficients of aqueous solutions of chlorides  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  and  $\text{Cr}^{3+}$ . *Collect. Czech. Commun.* 1994. Vol. 59, № 11. P. 1296-1300.
11. Phang S. Viscosity and transference number measurements of concentrated nickel chloride solutions at 298,15K. *Aust. J. Chem.* 1979. Vol. 32, № 5. P. 1149-1153.
12. Phang S. The density, viscosity and transference number of aqueous manganese chloride at 298,15K. *Aust. J. Chem.* 1980. Vol. 33, № 2. P. 413-417.
13. Phang S. The density, viscosity and transference number of aqueous cobalt chloride at 298,15K. *Aust. J. Chem.* 1980. Vol. 33, № 3. P. 641-645.
14. Andell C. A., Bressel R. D. Fluidity and conductance in aqueous electrolyte solutions. Approach from the glassy state and high-concentrations limit. I. Calcium nitrate solutions. *J. Phys. Chem.* 1972. Vol. 76, № 22. P. 3244-3247.
15. Азизов Н. Д. Основные результаты исследований вязкости водных растворов электролитов. *Теплофизика высоких температур*. 1999. Т. 17, № 3. С. 404-410.
16. Азизов А. Д., Ахундов Т. С. Вязкость водных растворов хлоридов магния и бария. *Жур. физ. химии*. 1998. Т.71, № 11. С. 1955 – 1958.
17. Магомедов У. Б. Вязкость водных растворов электролитов и ее зависимость от плотности и теплопроводности. *Теплофизика высоких температур*. 1999. Т. 37, № 3. С. 398-403.
18. Робинсон Р., Стокс Р. Растворы электролитов : Пер. с англ. М.: Изд-во иностранной литературы, 1963. 597 с.
19. Devies C. W., Malpass V. E. Ion association and the viscosity of dilute electrolyte solutions. Part 1. *Trans. Faraday Soc.* 1964. Vol. 60, № 11, P. 2075-2078.
20. Devies C. W., Malpass V. E. Ion association and the viscosity of dilute electrolyte solutions. Part 2. *Trans. Faraday Soc.* 1964. Vol. 60, № 11, P. 2079-2093.

21. Onsager L., Fuoss R. M. Irreversible processes in electrolytes. *J. Phys. Chem.* 1932. Vol. 36, № 4. P. 2689-2712.
22. Adam B. Influence of ionic association on the viscosity of electrolyte solutions. I. New approach of Jones-Dole equation. *Acta UL. Folia chem.* 1991. Vol. 80, № 9. P. 33-34.
23. Adam B. Influence of ionic association on the viscosity of electrolyte solutions. II. Methods of Jones-Dole equation solution. *Acta UL. Folia chem.* 1991. Vol. 80, № 9. P.45-48.
24. Influence of ionic association on the B coefficient of the Jones-Dole equation for KI and KCl in water-t-butyl alcohol mixture at 25<sup>0</sup>C. Kasperska A., Tanievska-Osinska S., Bald A., Szejgis A. *J.Chem. Soc. Faraday Trans. I.* 1990. Vol. 86, № 12. P. 2225-2229.
25. Экспериментальные методы определения вязкости. Методические рекомендации. Киев.: УМК при Минвузе УССР, 1987. 36 с.
26. Jenkins H. D. B., Marcus Y. Viscosity B-coefficients of ions in solution. *Chem. Rev.* 1995. Vol. 95, № 8. P. 2695-2724.
27. Bhattacharyya M. M. On the partitioning of the viscosity B coefficient and the correlation of ionic B coefficients with partial molar volumes of ions for aqueous and non-aqueous solutions. *Can. J. Chem.* 1989. Vol. 67, № 8. P.1324-1331.
28. Ионная сольватация. Крестов Г. А., Новоселов Н. П., Перельгин И. С., Колкер А. М., Сафонова Л. П., Овчинникова В. Д., Тростин В. Н. М. : Наука, 1987. 320 с.
29. Ohtaki H., Randai T. Structure and dynamics of hydrated. *Chem. Rev.* 1993. Vol.93, № 3. P. 1157-1204.
30. Основы физики воды. В. Я. Антонченко, А. С. Давыдов, В. В. Ильин. К. : Наукова думка, 1991. 698 с.
31. Чижик В. И. Ядерная магнитная релаксация. Л. : Химия, 1991. 253 с.
32. Чижик В. И. Закономерности построения гидратных оболочек ионов по данным ЯМР-релаксации. *Сб. науч.работ «Термодинамика сольватационных процессов»*. Россия: Иваново, 1983. 254 с.
33. Magini M. Hydration and complex formation study on concentrated MCl<sub>2</sub> solutions [M=Co(II), Ni(II), Cu(II)] by X-ray diffraction technique. *J.Phys.Chem.* 1974. Vol. 74, № 4. P. 2523-2529.

34. X-Ray Diffraction of Ions in Aqueous Solutions: Hydration and Complex Formation. Magini M., Licheri G., Paschina G., Piccaluga G., Pinna G. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1988. 405 p.
35. О структуре сольватов  $\text{Co}^{2+}$  и  $\text{Cu}^{2+}$  в водных растворах / Загорец П. А., Ермаков В. И., Грунау А. П. *Жур. физ. химии*. 1965. Т. 39, № 1 С. 9-12.
36. Политермическое рентгенодифракционное исследование водных растворов нитрата кобальта. Левочкин С. Ф., Тростин В. Н., Крестов Г. А. *Специфика сольватных процессов*. Россия: Иваново. 1991. С. 74-79.
37. Кузнецов В. В. Структурные особенности водных растворов нитратов элементов подгрупп магния и цинка из данных по рентгенографии, вязкости и ультразвука: Автореферат дис. канд. хим. наук: 02.00.04. Иваново, 1983. 20 с.
38. Самойлов О. Я., Носова Т. А. Структурные особенности воды. *Жур. структ. химии*. 1965. Т. 6, № 5. С. 799-808.
39. Hefter G., Marcus Y. A critical review of methods for obtaining ionic volumes in solutions. *J. Solution Chem.* 1997. Vol. 26, № 3. P. 249-266.

## Розділ 5. ПОКАЗНИКИ ТА КРИТЕРІЇ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ

*Вода, її функції та показники якості.* Вода – найпоширеніша речовина на планеті. Вода – це рідина без кольору, смаку і запаху. Вона відіграє головну роль у підтриманні життя. На Землі вода існує у трьох станах: твердому (лід), рідкому і газоподібному (пара). Перехід води від одного стану в інший залежить від температури і тиску. Вода здійснює постійний кругообіг у природі. Вона випаровується з поверхні землі і повертається на неї у вигляді опадів.

Вода займає майже 70% поверхні Землі. Близько 96% води на планеті – це солоні води (моря і океани). Запаси прісної води набагато менші ніж солоної. Основні запаси прісної води сконцентровані в льодовиках (70% запасів прісної води). Біля 30% припадає на підземні води і лише 1% на річки і озера.

У природі вода виконує такі функції: є основною складовою всіх живих організмів; є середовищем існування живих організмів; деякі біохімічні реакції проходять у водному середовищі; бере участь у хімічних реакціях; є основним кліматоутворюючим фактором; є основним ресурсом споживання людства.

Вода в організмі людини виконує такі функції: збереження форми клітин в організмі; надає пружності клітинам; збереження організму від коливань температури; виділення продуктів обміну; змащувальний матеріал в суглобах; розчинник всіх необхідних речовин.

Для підтримання здоров'я організму потрібно щоденне вживання 1,5 – 2 л води. Для вживання людиною придатна тільки прісна вода, вживання солоної води є шкідливим для організму.

На сьогодні дуже гостро постає проблема прісної води. Водойми, з яких видобувається вода, вичерпуються. Кількість прісної води на планеті за останні роки значно скоротилась.

Великою проблемою прісних вод є те, що ті прісні води, які ще не вичерпались, є забрудненими. Більш-менш чистими залишились підземні води, але і вони потребують перевірки і очистки.

Питна вода – вода, призначена для споживання людиною (водопровідна, фасована, з бюветів, пунктів розливу, шахтних

колодязів та каптажів джерел), для використання споживачами для задоволення фізіологічних, санітарно-гігієнічних, побутових та господарських потреб, а також для виробництва продукції, що потребує її використання, склад якої за органолептичними, мікробіологічними, паразитологічними, хімічними, фізичними та радіаційними показниками відповідає гігієнічним вимогам [1].

Регулювання якості питної води в Україні проводиться за допомогою Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Відповідно до цього документу, нормування якості питної води проводиться для:

- водопровідної води;
- води з колодязів та каптажів джерел;
- фасованої, з пунктів розливу та бюветів [2].

Водопровідна вода – це вода, яка доставляється в будинки з комунальних підприємств з водопостачання. Здебільшого це річкова вода, яка очищається і подається людям через водопровідну мережу.

Вода з колодязів та каптажів джерел – це вода, яка надходить з поверхні землі (підземні води) і зберігається в спеціальних водозабірних спорудах.

Фасована вода – питна вода підземних джерел питного водопостачання або питна вода централізованого питного водопостачання, додатково оброблена з метою поліпшення її якості, у герметичній тарі [1].

Бювет – інженерна водозабірна споруда для забезпечення споживачів необробленими (крім знезараження води методом ультрафіолетового опромінення) міжшаровими напірними (артезіанськими) або безнапірними підземними водами, до складу якої входять свердловина, розподільна колонка та спеціальне приміщення або павільйон [2].

Нормування якості питної води проводиться за такими групами показників:

1. Твердість води
2. Водневий показник (рН)
3. Гігієнічні властивості
4. Органолептичні властивості
5. Токсикологія

## 6. Радіаційний показник [2].

Твердість води – це кількісний показник наявності солей кальцію та магнію у воді. Чим вище показник твердості води, тим більша кількість солей у рідині, тим небезпечніша вода для людини. Адже солі можуть накопичуватись в органах людини і це призводить до виникнення хвороб.

За показником твердості розрізняють:

- менше 4 моль/дм<sup>3</sup> – м'яка вода;
- від 4 до 8 моль/дм<sup>3</sup> – вода середньої твердості;
- від 8 до 12 моль/дм<sup>3</sup> – тверда вода;
- понад 12 моль/дм<sup>3</sup> – дуже тверда вода.

Відповідно до державних санітарних норм та правил ДСанПіН 2.2.4-171-10 показник твердості для питної води повинен становити (таблиця 1) [2]:

Таблиця 1

Показник твердості питної води

Найменування показників	Одиниця вимірювання	Нормативи для питної води згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10		
		Водопровідна	З колодязів і каптажів джерел	Фасованої, з пунктів розливу та бюветів
Загальна жорсткість	Моль/дм <sup>3</sup>	≤7,0 (10,0)1	≤10,0	≤7,0

Для організму людини є шкідливим вживання води з невідповідним рівнем солей кальцію і магнію. Вживання «твердої» води призводить до утворення піску і каменів у нирках, надмірна кількість солей може призвести до порушення травлення, роботи серцево-судинної системи (аритмія), роботи суглобів (артрит, поліартрит). Також тверда вода впливає на стан шкіри і волосся. Шкіра і волосся стають сухими, волосся втрачає свій блиск, стає ламким і неслухняним. В свою чергу вживання «м'якої» води призводить до таких захворювань як: хронічний гастрит, виразка шлунку, гіпертензія, карієс, викликає зниження імунітету.

Водневий показник (рН) – це показник активності іонів гідрогену, тобто показник кислотності.

Водневий показник у стандартних умовах вимірюється від 0 до 14. Для питної води найкращим є показник рН = 7 (нейтральний). Якщо рН води нижче 6,5, то він вказує на підвищену кислотність

середовища, а якщо більше 7, то на лужне середовище. У санітарних нормах і правилах «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» визначаються оптимальні значення водневого показника (таблиця 2) [2].

Таблиця 2

Водневий показник якості для питної води

Найменування показників	Одиниця вимірювання	Нормативи для питної води згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10		
		водопровідна	з колодязів і каптажів джерел	фасованої, з пунктів розливу та бюветів
Водневий показник	одиниці рН	6,5–8,5	6,5–8,5	6,5–8,5 (≤4,5)5

Невідповідність значення водневого показника може негативно вплинути на організм. Якщо рН нижче норми, то це може викликати: порушення обміну речовин, проблеми з кишково-шлунковим трактом, порушення роботи нервової системи (стрес, порушення сну), утворення тромбів, набряки, кисле середовище створює умови для розвитку ракових клітин, шкідливих мікроорганізмів, призводить до передчасного старіння. Вживання води з рН вище норми призводить до зниження імунітету.

Гігієнічні властивості води – це показники наявності у воді патогенних бактерій та вірусів. Гігієнічні показники повинні відповідати наступним нормам (таблиця 3) [2].

Таблиця 3

Гігієнічний показник якості

Найменування показників	Одиниці вимірювання	Нормативи для питної води ДСанПіН 2.2.4-171-10		
		водопровідної, з пунктів розливу та бюветів	з колодязів і каптажів джерел	фасованої
Загальне мікробне число при t = 37°C - 24 години	КОЕ/см <sup>3</sup>	≤ 100 (≤ 50)**	не визначається	≤ 20
Загальне мікробне число при t = 22°C - 72 години	КОЕ/см <sup>3</sup>	не визначається	не визначається	≤ 100
Загальні коліформи ***	КОЕ/100 см <sup>3</sup>	відсутність	≤ 1	відсутність

E.coli***	КОЕ/100 см <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність
Ентерококи ***	КОЕ/100 см <sup>3</sup>	відсутність	не визначається	відсутність
Синьогнійна паличка	КОЕ/100 см <sup>3</sup>	не визначається	не визначається	відсутність
(Pseudomonas aeruginosa)				
Патогенні ентеробактерії	наявність в 1 дм <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність
Ентеровіруси, аденовіруси, антигени ротавірусів, реовірусів, вірусу гепатиту А та інші	наявність у 10дм <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність
Патогенні кишкові найпростіші: цисти криптоспоридій, ізоспор, цисти лямблій, дизентерійних амеб, балантидія кишкового та інші	клітини, цисти в 50 дм <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність
Кишкові гельмінти	клітини, яйця, личинки, в 50 дм <sup>3</sup>	відсутність	відсутність	відсутність

\* Для 95% проб води, відібраних з водопровідної мережі, що досліджувались протягом року;

\*\* через 10 років з часу набрання чинності Санітарних норм;

\*\*\* для 98% проб води, відібраних з водопровідної мережі, що досліджувались протягом року;

\*\*\*\* визначають додатково у питній воді з поверхневих вододжерел – у місцях її надходження з очисних споруд в розподільну мережу, а також в ґрунтових водах [2].

Найпоширенішим вірусом у воді є збудник гепатиту А. Саме вода є джерелом поширення цього вірусу. Вірус уражає печінку і селезінку, вони збільшуються у розмірах, через що відбуваються



порушення їх роботи. Головними симптомами цього захворювання є збільшення температури тіла, сеча стає темного кольору, слабкість у м'язах. Ще одним вірусом, який можна зустріти у воді, є аденовірус. Цей вірус вражає аденоїди і призводить до гострих інфекцій дихальних шляхів. Дуже часто у питній воді присутні бактерії, одними з яких можуть бути сальмонели. Вони є збудниками кишкових інфекцій. Ще один вид бактерій – шигелли, які є збудником дизентерії. Симптоми ураження цими бактеріями дуже схожі: біль в животі, нудота і блювання, підвищена температура тіла, можливе прискорення серцебиття.

Органолептичні властивості води – це колір, смак, запах, каламутність води. Невідповідність органолептичних показників може вказувати на забруднення води. Якісна питна вода не повинна мати запаху, присмаку і смаку, має бути прозора. Наявність у воді кольору, смаку чи запаху свідчить про те, що у воді присутні хімічні, фізичні чи біологічні домішки, які можуть згубно впливати на організм людини.

Аналіз органолептичних показників проводиться за п'ятибальною шкалою (0 балів – зовсім відсутній, 1 бал – неможливо визначити, 2 бали – відчувається, якщо відомо про наявність, 3 бали – відчувається без попереджень, але ще слабо виражено, 4 бали – відчувається добре, 5 балів – яскраво виражений). Відповідно до Державних санітарних норм та правил ДСанПіН 2.2.4-171-10 органолептичні показники води повинні відповідати таким значенням (таблиця 4) [2].

Токсикологія – це наявність у воді хімічних елементів, які є отруйними для людини, або надмірна кількість яких може призвести до отруєння людей.

Хімічні елементи, що містяться у воді, поділяють за класами небезпеки. Клас небезпеки речовини (I, II, III, IV) – ступінь небезпеки для людини хімічних речовин, що забруднюють воду, який залежить від їх токсичності, кумулятивності, лімітуючої ознаки шкідливості та здатності викликати несприятливі віддалені ефекти.

Таблиця 4

## Органолептичні показники якості води

Найменування показників	Одиниця вимірювання	Нормативи для питної води згідно зДСанПіН 2.2.4-171-10		
		водопровідна	з колодязів і капажів джерел	фасованої, з пунктів розливу та бюветів
Запах:	бали			
при t = 20 °С		≤2	≤3	≤0 (2)4
при t = 60 °С		≤2	≤3	≤1 (2)4
Кольоровість	градуси	≤20 (35)1	≤35	≤10 (20)4
Мутність	нефелометрична одиниця мутності(1 НЬОМУ = 0,58 мг/дм <sup>3</sup> )	≤1,0 (3,5)1, ≤2,6 (3,5)1 – для підземного джерела	≤3,5	≤0,5 (1,0)4
Смак і присмак	бали	≤2	≤3	≤0 (2)4

Відповідно до Державних санітарних норм та правил ДСанПіН 2.2.4-171-10 токсикологічні показники поділяють на фізико-хімічні та санітарно-токсикологічні показники.

Фізико-хімічні показники – фізичні чи хімічні показники, що нормуються за загальносанітарною чи органолептичною ознакою шкідливості (таблиця 5).

Таблиця 5

## Фізико-хімічні показники якості води

Найменування показників	Одиниця вимірювання	Нормативи для питної води згідно зДСанПіН 2.2.4-171-10		
		водопровідна	з колодязів і капажів джерел	фасованої, з пунктів розливу та бюветів
а) неорганічні показники				
Діоксид вуглецю	%	не визначається	не визначається	0,2—0,3 для слабогазованої 0,31—0,4 для середньогазованої і > 0,4 для сильногазованої
Залізо загальне	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,2 (1,0)1	≤1,0	≤0,2
Йод	мкг/дм <sup>3</sup>	не визначається	не визначається	≤50
Кальцій	мг/дм <sup>3</sup>	не визначається	не визначається	≤130
Магній	мг/дм <sup>3</sup>	не визначається	не визначається	≤80
Марганець	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,05 (0,5)1	≤0,5	≤0,05
Мідь	мг/дм <sup>3</sup>	≤1,0	не визначається	≤1,0

Поліфосфати (за PO43-)	мг/дм <sup>3</sup>	≤3,5	не визначається	≤0,6 (3,5)4
Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	≤250 (500)1	≤500	≤250
Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	≤1000 (1500)1	≤1500	≤1000
Хлор залишковий вільний	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,5	≤0,5	≤0,05
Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	≤250 (350)1	≤350	≤250
Цинк	мг/дм <sup>3</sup>	≤1,0	не визначається	≤1,0
б) органічні компоненти				
Хлор залишковий зв'язаний	мг/дм <sup>3</sup>	≤1,2	≤1,2	≤0,05
Нафтопродукти	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,1	не визначається	≤0,01
Поверхнево активні речовини аніонні	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,5	не визначається	≤0,05
Феноли леткі	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,001	не визначається	<0,0005
Хлорфеноли	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,0003	не визначається	≤0,0003

\* – речовини I класу небезпеки;

\*\* – речовини II класу небезпеки.

Санітарно-токсикологічні показники – хімічні показники, що нормуються за санітарно-токсикологічною ознакою шкідливості (таблиця 6) [2].

Таблиця 6

Санітарно-токсикологічні показники якості води

Найменування показників	Одиниця вимірювання	Нормативи для питної води згідно зДСанПіН 2.2.4-171-10		
		водопровідна	з колодязів і капажів джерел	фасованої, з бюветів
а) неорганічні показники				
Алюміній**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,2 (0,5)2	не визначається	≤0,1
Амоній	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,5 (2,6)1	≤2,6	≤0,1 (1,2)1,4
Діоксид хлору	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,1	не визначається	не визначається
Кадмій **	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,001	не визначається	≤0,001
Кремній**	мг/дм <sup>3</sup>	≤10	не визначається	≤10
Миш'як**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,01	не визначається	≤0,01
Молібден**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,07	не визначається	≤0,07
Натрій**	мг/дм <sup>3</sup>	≤200	не визначається	≤200
Нітрати (по NO3)	мг/дм <sup>3</sup>	≤50	≤50	≤10 (50)4
Нітриди**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,5 (0,1)3	≤3,3	≤0,5 (0,1)7
Озон залишковий	мг/дм <sup>3</sup>	0,1-0,3	не визначається	не визначається

Ртуть*	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,0005	не визначається	≤0,0005
Свинець**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,01	не визначається	≤0,01
Срібло**	мг/дм <sup>3</sup>	не визначається	не визначається	≤0,025
Фториди **	мг/дм <sup>3</sup>	для кліматичних зон:	≤1,5	≤1,56
		IV≤0,7		для кліматичних зон:
		III≤1,2		IV≤0,7
		II≤1,5		III≤1,2
				II≤1,5
Хлорити	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,2	не визначається	не визначається
Кобальт **	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,1	не визначається	≤0,1
Нікель	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,02	не визначається	≤0,02
Селен **	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,01	не визначається	≤0,01
Хром загальний	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,05	не визначається	≤0,05
Берилій*	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,0002	не визначається	≤0,0002
Бор**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,5	не визначається	≤0,5
Стронцій**	мг/дм <sup>3</sup>	≤7,0	не визначається	≤7,0
Сурма**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,005	не визначається	≤0,005
Ціаніди**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,05	не визначається	≤0,05
б) органічні показники				
Поліакриламід залишковий **	мг/дм <sup>3</sup>	≤2	не визначається	<0,2
Формальдегід**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,05	не визначається	≤0,05
Хлороформ**	мкг/дм <sup>3</sup>	—	не визначається	≤6
Бенз(а)пірен *	мкг/дм <sup>3</sup>	≤0,005	не визначається	≤0,02
Дибромхлорметан **	мкг/дм <sup>3</sup>	≤10	не визначається	≤1
Пестициди 1,2	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,0001	не визначається	≤0,0001
Пестициди 1, 3 (сума)	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,0005	не визначається	≤0,0005
Тригалогенметани 4 (сума)	мкг/дм <sup>3</sup>	≤100	не визначається	≤102
Хлороформ**	мкг/дм <sup>3</sup>	≤60	—	—
Бензол**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,001	не визначається	≤0,001
1,2-дихлоретан**	мкг/дм <sup>3</sup>	≤3	не визначається	≤0,3
Тетрахлорвуглець**	мкг/дм <sup>3</sup>	≤2	не визначається	≤0,2
Трихлоретилен** і тетрахлоретилен** (сума)	мкг/дм <sup>3</sup>	≤10	не визначається	≤1

\* – речовини I класу небезпеки;

\*\* – речовини II класу небезпеки.

Недотримання токсикологічного показника призводить до різних захворювань. Кожен елемент має свою токсичну дію. Перевищення хімічних елементів може: уражати нервову систему, кровоносну систему, бути причиною порушення роботи серця, викликати захворювання нирок, печінки, кишково-шлункового тракту.

Радіаційний показник – це показник, який кількісно відображає наявність у воді радіонуклідів.

Через Чорнобильську аварію більшість водоемів України уражені радіацією. Ця радіація потрапляє в організм людини разом з водою, що споживає населення. Проблемою радіаційного забруднення є те, що навіть малі дози призводять до необоротних змін в організмі. Тому на відміну від інших показників якості води, державні санітарні норми та правила ДСанПіН 2.2.4-171-10 визначають єдиний радіаційний показник для всіх типів питної води (таблиця 7) [2].

Таблиця 7

Радіаційні показники якості води

Найменування показників	Одиниця вимірювання	Нормативи
Сумарна активність природної суміші ізотопів U	Бк/дм <sup>3</sup>	≤1
Питома активність 226Ra	Бк/дм <sup>3</sup>	≤1
Питома активність 228Ra	Бк/дм <sup>3</sup>	≤1
Питома активність 222Rn	Бк/дм <sup>3</sup>	≤100
Питома активність 137Cs	Бк/дм <sup>3</sup>	≤2
Питома активність 90Sr	Бк/дм <sup>3</sup>	≤2

Споживання води з перевищеним вмістом радіації може призводити до утворення онкологічних захворювань в організмі, може викликати безпліддя і багато іншого. Невеликі дози радіації можуть проявити свою дію через десятки років і призвести до необоротних генетичних змін, які будуть передаватись у спадщину. Люди, які протягом деякого часу вживали воду з незначним перевищенням радіаційного показника, можуть народити дітей з синдромом Дауна, порушенням фізичного чи розумового розвитку.

*Характеристика шкідливих сполук у воді.* На сьогодні дуже гостро постала проблема наявності в питній воді шкідливих сполук. До найбільш часто виявляємих шкідливих сполук відносять: залізо, сульфати і хлориди, фториди, амоніак, нітрати, нітрити, силікатну

кислоту, сірководень, а також важкі метали.

Залізо часто зустрічається в підземних водах, оскільки є природною домішкою. Залізо у невеликих кількостях не є шкідливим для організму. Здебільшого надлишок заліза у воді обумовлений тим, що в підземних водах є проблема нестачі повітря і залізо не може окиснюватись. Вміст заліза не повинен перевищувати 0,2 мг/л. Перевищення вмісту може призвести до ураження кишково-шлункового тракту. Помітити перевищення вмісту заліза можна за металевим присмаком води [3].

Хлориди і сульфати є найпоширенішими аніонами у питній воді. Ці сполуки є добре розчинними у воді. Концентрація цих речовин не повинна перевищувати 250 мг/л. Високий вміст цих речовин у питній воді може бути обумовлений наявністю великої їх концентрації у ґрунтах і гірських породах, звідки добувається вода. Вода з перевищеним їх вмістом має неприємний запах і смак. При систематичному споживанні води з перевищенням вмісту хлоридів можуть виникати розлади у роботі сечостатевої системи, набряки. Наслідком появи набряків може стати підвищення тиску та проблеми з серцево-судинною системою. Сульфати, в свою чергу, приводять до подразнення слизової оболонки кишково-шлункового тракту [3].

Фториди містяться майже у всіх природних водах. Підвищений їх вміст зустрічається в морських водоймах, у зонах вулканічної активності і в місцях поширення гранітних і гнейсових порід. Фтор є досить специфічною речовиною, оскільки його надлишок так само шкідливий як і його нестача. Надлишок вмісту цих сполук може викликати кальциноз, а нестача бути причиною руйнування кісткових тканин. Вміст фтору повинен бути на рівні 0,7 – 1,5 мг/л. Сполуки фтору впливають на опорно-рухову систему. Більшість спожитих сполук фтору осідає на зубах і в кісках. Сполуки фтору також впливають на роботу щитовидної залози, допомагають засвоювати мікроелементи [3].

Силікатна кислота – це сполука кремнію. Потрапляє у воду природним шляхом і з стічними водами підприємства. При довготривалому вживанні води з підвищеним її вмістом може викликати фіброз легенів, утворення каменів в нирках і новоутворення [3].

Сірководень у воді легко виявляється. Він має досить неприємний запах (тухлих яєць). Також вода, яка містить сірководень, має неприємний солодкуватий присмак. Вміст цієї речовини не повинен перевищувати 0,03 мг/л. Воду навіть з дуже малим вмістом сірководню не бажано споживати, оскільки ця речовина є досить токсичною. Потрапляє сірководень у воду разом зі стічними водами і може утворюватися в процесі гниття. Вживання такої води згубно впливає на весь організм. В організмі починаються процеси руйнування клітин крові і мозку. Висока ймовірність летального випадку [3].

Вміст важких металів у воді є наслідком антропогенного впливу. Найбільшим джерелом забруднення водою важкими металами є стічні води. Також вагомий внесок мають викиди в атмосферу, які осідають на поверхні водою.

Манган є найпоширенішим важким металом у воді. Джерелом потрапляння у воду мангану є процеси вилуговування залізомарганцевих руд, а також розкладання живих організмів. У невеликих дозах манган не викликає шкоди, а навпаки є корисним. Він бере участь у кровотворенні і формуванні кісткової тканини. Вживання води з підвищеним його вмістом може стати причиною порушення центральної нервової системи, кишково-шлункового тракту, нирок, а також впливає на кісткову тканину, у дітей виникає марганцевий рахіт [4].

Свинець відносять до другої групи токсичності. Вміст свинцю у воді не повинен перевищувати 0,01 мг/л. Основними джерелами свинцю у природних водах є:

- природні мінерали, що мають у своєму складі свинець;
- кольорова і чорна металургія, машинобудування, паливна промисловість та енергетика (викиди з цих підприємств осідають на поверхні водою);
- хімічна промисловість (стічні води);
- побутові відходи.

Свинець присутній майже у всіх водах на території України. Концентрація свинцю у воді залежить від розвитку промисловості. Вода, яка містить свинець, має солодкуватий присмак. Вживання такої води призводить до ураження нервової, кровоносної та серцево-

судинної системи, порушує статеві функції у чоловіків і жінок [4].

Кадмій є дуже токсичним металом. Концентрація його у воді не повинна перевищувати 0,001 мг/л. Найбільшим джерелом забруднення води кадмієм є гірничо-металургійний комплекс. Підземні і поверхневі води, які наближені до виробництв, уражені сполуками кадмію. Кадмій здатний накопичуватись в організмі. Наслідком впливу кадмію на організм людини може стати нервова і легенева недостатність, виникають серцево-судинні патології [4].

Цинк є мікроелементом, який в невеликих дозах необхідний організму. Перевищення вмісту цинку у воді спостерігається біля металургійних, машинобудівних, хіміко-фармацевтичних, деревообробних і текстильних підприємств. При тривалому вживанні води з перевищеним вмістом цинку може виникати безпліддя, знижуватись вміст кальцію в організмі [4].

Миш'як є одним з найшкідливіших елементів, що може міститись у воді. Він впливає на весь організм в цілому, має сильну токсичну дію і в більшості випадків призводить до смерті. Джерелами миш'яку у воді є кольорова металургія та теплові електростанції [4].

*Нітрати як джерело забруднення питної води.* Нітрати – це солі нітратної (азотної) кислоти  $\text{HNO}_3$ . Нітрати утворюються при взаємодії нітратної кислоти з металами, оксидами, гідроксидами, солями. Нітрати добре розчинні у воді. У природі нітрати утворюються внаслідок екзогенних процесів і внаслідок гниття органічних решток.

Нітрати постійно надходять до організму людини і в невеликих дозах не завдають шкоди. Нітрати здебільшого потрапляють в організм людини з їжею таводою.

Для контролю вмісту нітратів у питній воді встановлено їх гранично допустимі концентрації (50 мг/л). Це ті значення концентрації нітратів у воді, які при постійному споживанні не призведуть до змін в організмі людини і не вплинуть на потомство.

Серед джерел забруднення води нітратами виділяють [5]:

- органічні речовини;
- кислотні дощі;
- стічні води;
- добрива.



Органічні речовини – це речовини, які виникли прямо або опосередковано з живої речовини або продуктів її життєдіяльності.

У процесі розкладу органічних решток відбувається їх трансформація в мінеральні речовини, в тому числі нітрогеновмісні. В ході взаємозалежних процесів відбувається трансформація нітрогеновмісних речовин у нітрати. Трансформація відбувається таким чином: у процесі амоніфікації (мінералізації органічних нітрогеновмісних речовин) утворюється амоніак, який окиснюється до нітратів і нітритів (нітрифікація).

Утворені нітрати частково відновлюються завдяки денітрифікуючим бактеріям до вільного азоту, який виділяється в атмосферу. Інша кількість нітратів залишається у ґрунті, звідки може потрапляти в ґрунтові води і вимиватися у поверхневі води.

Кислотні дощі – це опади, кислотність яких вища від нормальної. Здебільшого ці опади насичені нітратною і сульфатною кислотами. Нітратна кислота утворюється при взаємодії  $\text{NO}_2$  з водяною парою. Причиною утворення  $\text{NO}_2$  в атмосфері є окиснення оксидів нітрогену, що виділяються з ґрунту, підприємств, автотранспорту. Кислоти, які випадають з кислотними дощами, потрапляють у ґрунти і водойми, де в ході хімічних реакцій утворюють нітрати.

Стічні води – це води, що утворюються в процесі господарсько-побутової та виробничої діяльності, а також атмосферні опади, які потрапляють у каналізацію. У своєму складі вони містять різні хімічні, біологічні, механічні домішки.

Через те, що в більшості підприємств очисні споруди є застарілими, а на деяких підприємствах вони взагалі відсутні, ці стічні води скидаються у природні водойми. Серед забруднювачів, які містяться у стічних водах, чинне місце займають нітрати.

Добрива – це органічні і неорганічні речовини, які використовують для збільшення урожаю і покращення його якості.

Широкого поширення набуло використання азотних і органічних добрив (органічні добрива під впливом нітрофікуючих організмів перетворюються на нітрати). Проблемою використання добрив є [6]:

- недосконалість технології транспортування, зберігання, змішування і внесення добрив;

- порушення агрономічної технології їх внесення в сівозміні і під

окремі культури.

Через недосконалість технології транспортування, зберігання відбуваються великі втрати добрив. Ці добрива виливаються в навколишнє середовище, забруднюючи ґрунти і водойми.

Порушення агрономічної технології внесення добрив в сівозміні і під окремі культури призводить до нагромадження добрив у ґрунтах. Нітрати в ґрунті здатні вимиватись, забруднюючи великі території (у тому числі і водні об'єкти).

В Україні основним джерелом забруднення води нітратами вважається сільське господарство. У країні добре розвинуте землеробство, орні землі займають близько 33 млн. га (майже половина усіх земель України). На цих землях, через недотримання технології використання добрив, відбувається накопичення нітратів. Ці нітрати забруднюють підземні і поверхневі води, які є джерелом води для великої кількості населення.

У сільській місцевості України джерелом питної води є колодязі, які поповнюються завдяки підземним водам. Як зазначалось раніше, ці підземні води містять в собі велику кількість нітратів, які потрапляють в них з полів.

Ще одним джерелом забруднення води в колодязях є промислове тваринництво. В Україні промислові ферми зараховують до об'єктів підвищеної екологічної небезпеки. Особливу небезпеку несуть ферми, розміщені біля населених пунктів і водойм. Відходи (гній, послід) з цих підприємств зберігаються в навколишньому середовищі у спеціальних «лагунах», звідки можуть потрапляти у підземні і поверхневі води, несучи з собою великі концентрації нітратного азоту [7].

Приблизно на половині території України в колодязях підвищений рівень нітратів. У деяких районах Прикарпаття спостерігаються перевищення вмісту нітратів в колодязній воді до 55 - 100 мг/дм<sup>3</sup>, а в Черкаській області показники досягають 180 - 5600 мг/дм<sup>3</sup>. Такі рівні є токсичними для дорослої людини, а тим більше для дитини [8].

Водопровідна вода на території України також має перевищення гранично допустимих концентрацій нітратів. Ці перевищення зумовлені тим, що у водойми, з яких ведеться водозабір, скидаються

неочищені стічні води, які в своєму складі містять хімічні забруднювачі, нітрати. Також у водойми потрапляють змиви з полів під час дощів і поливу. Очисні споруди на водозабірних станціях, не можуть у повній мірі очистити цю воду, через те що водопровідно-каналізаційна структура в Україні є недосконалою (очисні споруди і технологія очищення та знезараження застарілі).

На сьогодні перевищення вмісту нітратів у водопровідній воді зустрічаються в таких областях: Київській, Харківській, Кіровоградській, Херсонській, Черкаській, Чернігівській, Хмельницькій і Чернівецькій [8].

Води з глибоких свердловин (артезіанські) також уражені нітратами. Більше половини свердловин України мають перевищення допустимої концентрації нітратів. Джерелом забруднення нітратами для цих свердловин, як і для колодязів, є сільське господарство. Найбільше забруднення води свердловин нітратами, спостерігається в Київській області [8].

Також джерелом ураження води нітратами в Україні є несанкціоновані сміттєзвалища. На відміну від полігонів твердих побутових відходів, на них не обладнані інженерні спеціалізовані споруди для зберігання відходів та не забезпечується запобігання негативного впливу відходів на довкілля. Фільтрат з цих сміттєзвалищ потрапляє у ґрунти, ґрунтові і навіть підземні (артезіанські) води. Під час опадів фільтрат вимивається з сміттєзвалища у відкриті водойми (якщо такі є поблизу). Таким чином сміттєзвалища є джерелом нітратів для усіх типів водопостачання.

Варто відзначити, що вода, забруднена нітратами, нічим не відрізняється від звичайної води. Вона має приємний смак, не має запаху і зміни кольору.

*Характеристика впливу нітратів на здоров'я населення.* Нітрати мають досить токсичну дію на організм людини. Їх токсична дія полягає в тому, що в травному тракті вони частково відновлюються до нітритів. Нітрити мають більшу токсичну дію ніж нітрати.

Разове потрапляння до організму великої концентрації нітратів призводить до гострого отруєння. Симптомами гострого нітратного отруєння є:

- виражена синюшність шкіри і слизових оболонок (в

рідких випадках шкіра може ставати блідою);

- загальна слабкість організму, сонливість (у дітей можлива неспокійна поведінка);
- головокружіння, сильна головна біль, потемніння в очах;
- задишка;
- порушення координації рухів;
- зниження артеріального тиску;
- у важких випадках спостерігаються судоми, втрата свідомості [9].

Гостре отруєння проявляється через 6 годин після потрапляння в організм.

При тривалому вживанні забрудненої води нітратами виникає хронічна інтоксикація організму, яка призводить до цілого ряду порушень.

Одним з основних наслідків споживання нітратів є утворення метгемоглобіну. Він утворюється, коли нітрат-іони окиснюють гемоглобін в еритроцитах людини, внаслідок чого порушується транспорт кисню до тканин. Як наслідок, відбувається порушення роботи нервової системи та ферментного синтезу. Підвищений рівень метгемоглобіну в організмі називають метгемоглобінеєю [10].

Для здорової людини рівень метгемоглобіну становить 3-4%. Якщо цей рівень підвищується до 10 %, то у людини спостерігається синюшність шкіри, яка викликана кисневою недостатністю в тканинах. Якщо цей рівень підвищується ще на 20 – 50%, то до синюшності шкіри додаються головні болі, слабкість, тахікардія, задишка, запаморочення, можлива втрата свідомості.

Найбільш уразливими до цієї хвороби є діти до 3 років. У немовлят немає достатньої кількості ферментів для перетворення метгемоглобіну. Це призводить до його накопичення в організмі. Для дітей наявність 25 – 40 % метгемоглобіну в організмі може стати летальною.

Потрапити до організму дітей нітрати можуть через воду, яку використовують для пиття і приготування сумішей. Здебільшого це вода з колодязів. Хибною думкою є те, що після кип'ятіння така вода стає безпечною і її можна використовувати. Кип'ятіння навпаки призводить до збільшення токсичної дії нітратів у воді.

Вживання такої води також шкідливе для вагітних жінок. Нітрати та нітрити можуть впливати на розвиток плоду, бути причиною викиднів. Також чутливими до вмісту метгемоглобіну є люди похилого віку, особливо ті, які мають анемію, хвороби дихальних та серцево-судинних систем.

Перевищена концентрація нітратів в організмі може призвести до низки захворювань: гастриту, виразки, захворювання печінки і жовчних шляхів; викликає захворювання і порушення функціонування нирок. Нітрати можуть бути причиною появи нервових розладів, дратівливості, швидкої втомлюваності, зниження розумової активності та працездатності [11].

Для того, щоб уберегти себе від отруєнь нітратами, рекомендується:

1) не вживати воду з невідомих децентралізованих джерел водопостачання або тих, що мають перевищення гранично допустимої концентрації вмісту нітратів;

2) бажано проводити перевірку якості питної води для того, щоб бути впевненим у відсутності в ній нітратів;

3) для дітей віком до 3 років бажано використовувати бутильовану воду, яка має документацію, що підтверджує її якість та безпечність для здоров'я;

4) важливо дотримувати дистанцію між колодязем та джерелами забруднення, які розміщені на присадибних ділянках (купи гною, вигрібні ями, надвірні туалети). Відстань між ними повинна бути не менше 20 м. Якщо такої дистанції немає, потрібно вжити заходів з їх ліквідації [12].

Якщо у воді містяться нітрати, її можна очистити за допомогою методу зворотного осмосу.

Суть методу полягає в тому, що вода проходить через дрібнопористе волокно (напівпроникні мембрани). Розмір пор від 0,001 до 0,0001 мкм. Завдяки таким розмірам пор фільтр здатний уловлювати до 99,8 % домішок, у тому числі й нітратів. Такий метод можна використовувати не тільки в промисловості, а й в побуті [13].

*Методи визначення нітратів.* Інтенсивний розвиток сільського господарства став причиною надмірного навантаження на природне середовище. Надмірне використання агрохімікатів стало причиною

забруднення продуктів харчування і водою нітратами.

На сьогодні, через надмірне забруднення нітратами, усі продукти харчування і питна вода потребують визначення і контролю вмісту нітратів перед споживанням.

Нітрати в невеликих кількостях не є токсичними, вони не викликають інтоксикації організму і присутні майже в усіх продуктах, що споживає людина. Але на сьогодні вміст нітратів у продуктах харчування і питній воді значно перевищує норму і призводить до гострих отруєнь організму. Тому надзвичайно актуальним є питання визначення вмісту нітратів у питній воді і продуктах харчування.

Для того, щоб визначити вміст нітратів у воді, використовують такі методи:

- фотометричний;
- хроматографічний;
- електрохімічний;
- потенціометричний.

Усі вище зазначені методи використовуються для лабораторного дослідження вмісту нітратів. Лабораторне дослідження є досить затратним і довготривалим, що створює певні незручності. Але на сьогодні існують спеціальні нітрат-тести, які дозволяють визначити вміст нітратів у продуктах харчування без звернення до лабораторій.

Завдяки цим методам можна якісно і кількісно визначити вміст нітратів і нітритів у воді і продуктах харчування.

*Фотометричний метод.* Фотометричний аналіз – це аналіз, який ґрунтується на вимірюванні пропускання, поглинання чи розсіювання світла досліджуваною речовиною.

Для проведення аналізу на вміст певних речовин використовується колориметрія. Суть таких досліджень полягає у візуальному спостереженні. Досліджуваний розчин забарвлюють і порівнюють забарвлення зі стандартною шкалою розчинів (еталонами). Завдяки такому порівнянню можна приблизно визначити вміст досліджуваної речовини.

Для проведення більш точного кількісного аналізу вмісту досліджуваної речовини доречним є використання спектрофотометрії. Спектрофотометрія – це один з методів

фотометричного аналізу, який ґрунтується на вимірюванні поглинання світла за чітко визначеною довжиною хвилі, яка відповідає максимальному поглинанню даної сполуки в ультрафіолетовій або інфрачервоній частині спектра. Вимірювання проводять на спеціальних приладах – спектрофотометрах [14].

Для переведення розчину, який перевіряється на вміст нітратів, у забарвлену сполуку, на сьогодні винайдено декілька десятків барвників. Найпоширенішим барвником для визначення нітратів є реактив Гріса.

Реактив Гріса – це суміш сульфатної кислоти з  $\alpha$ -нафтиламіном. Завдяки цій суміші розчин, стає червоного кольору (за умови, що в ньому містяться нітрати). Чим інтенсивніше є забарвлення розчину після реакції, тим більша кількість нітратів у ньому. Візуально порівнявши отримані результати зі стандартною шкалою розчинів, можна приблизно вказати вміст нітратів.

Для точного кількісного аналізу вмісту нітратів потрібно провести аналіз на спеціальному обладнанні. Тому отримані результати поміщають у спектрофотометр з довжиною хвилі 520 нм. На отриманих в результаті роботи спектрофотометра калібрувальних графіках визначають точну кількість нітратів.

*Хроматографічний метод.* Хроматографія – це фізико-хімічний метод розділення, аналізу і дослідження сумішей речовин, що ґрунтується на різному розподілі речовин в динамічних умовах між рухомою і нерухомою фазами (на різній сорбції складових частин яким-небудь адсорбентом).

Для визначення нітратів використовують газову, газорідинну та іонну хроматографію. У газовій хроматографії рухомою фазою виступає газ. Рухома фаза газової хроматографії складається з інертного газу-носія (призначений для переносу досліджуваної суміші через колонку), і зразка, що аналізується в пароподібній формі. Колонка хроматографа, через яку буде проходити газ-носіє, заповнена твердою речовиною – нерухома фаза.

Розділення компонентів у даному типі хроматографії здійснюється при проходженні через спеціальну колонку пароподібного зразка разом з носієм, за допомогою процесів адсорбції на твердій поверхні фази і десорбції з неї. Компоненти

розділяються між рухомою і нерухомою фазами і переміщуються по колонці з різними швидкостями, в залежності від природи компонентів, що підлягають розподілу, природи нерухомої фази і температури колонки.

У газорідній хроматографії рухомою фазою, як і в газовій, є інертний газ. Відмінністю цього типу хроматографії від газової є те, що нерухомою фазою тут виступає рідина. Колонка хроматографа заповнюється твердим носієм, на який наносять тонкий шар нелеткої органічної рідини.

У газорідній хроматографії фізико-хімічні процеси відрізняються від газової. Замість процесів адсорбції газів або парів на поверхні твердого сорбенту і десорбції з неї, в колонці відбувається процес розчинення газів чи парів, що розділяються, в усій масі тонкого шару рідини нерухомої фази і виділення їх. Ефективність розділення та кількість компонентів, які можна визначити за допомогою таких типів хроматографії, залежить від довжини колонки. Чим довша колонка, тим ефективніше буде проходити процес розподілу.

Пробу, яку потрібно досліджувати, вводять у хроматограф через випаровувач. Це може бути камера, розташована окремо від колонки, а може бути початок самої колонки.

Метод газової та газорідної хроматографії не дозволяє кількісно визначити вміст елементів у суміші. Завдяки такому методу можна визначити, які саме компоненти містяться в досліджуваній суміші. Ідентифікація компонентів проводиться за часом утримання – час від моменту введення проби до моменту елюювання речовин до максимальної концентрації. Якщо такий час невідомий, то після виходу з колонки компонент збирають і досліджують інфрачервоним спектром.

Іонообмінна хроматографія – це метод хроматографічного розділення, заснований на оборотному стехіометричному еквівалентному обміні іонів, які містяться в електроліті, і рухомих іонів, присутніх в сорбенті (іонообміннику).

Іонна хроматографія – колонкова іонообмінна хроматографія з кондуктометричним детектуванням розділених іонів.

Суть іонної хроматографії полягає в тому, що розділення суміші



іонів розчину, що базується на неоднаковій здатності до обміну з іонами іоніту (іонообмінника), відбувається за рахунок різних швидкостей переміщення компонентів у колонці у відповідності зі значеннями їх коефіцієнтів розподілу.

Іоніт (іонообмінник) складається з каркасу, який має позитивний або негативний заряд, що компенсується зарядом іонів протилежного знаку, тому він електронейтральний. Здатність іоніту до обміну протиіонів (іони іоніту, які компенсують заряд каркасу і здатні до обміну) на іони з розчину спричинена тим, що протиіони володіють певною рухливістю у межах каркасу [15].

*Електрохімічний метод.* Електрохімічний метод аналізу ґрунтується на процесах, пов'язаних з перебігом реакцій на електродах або зі зміною структури подвійного електричного шару на межі розділу електрод – розчин. Такий метод аналізу є простим і має високу точність. Перевагою такого методу аналізу є те, що в ньому використовується електричний вплив і результати цього впливу подаються у вигляді електричних сигналів, що забезпечує високу точність і швидкість відліку, дає широкі можливості для автоматизації.

Електрохімічний аналіз розчину проводять у спеціальних електрохімічних кюветах, що складаються з посудини з розчином електроліту, в яку занурені електроди (повинно бути не менше 2 електродів).

Для визначення нітратів таким методом застосовують вольтамперометрію. Завдяки вольтамерометрії можна визначити кількісно вміст речовин у розчині. Перевагою такого методу є те, що підібравши потенціал, можна вибрати тільки одну речовину, для електрохімічної реакції. Дослідження речовин вольтамперометричним методом засноване на вивченні поляризованих або вольтаперних кривих, які отримуються в процесі електролізу розчину аналізованої речовини при поступовому підвищенні напруги з одночасною фіксацією сили струму. Розкладання досліджуваних речовин проводять з використанням легкополяризованого електрода з невеликою поверхнею, на якому відбувається електровідновлення або електроокиснення речовини.

Природу депольаризатора відображає потенціал піку його

окиснення (відновлення). Таким чином, знаючи потенціали піків речовини в даних умовах, можна ідентифікувати якісний склад аналізованого об'єкта, порівнявши ці піки з табличними даними. При правильному підборі фонового електроліту на отриманому графіку можна спостерігати роздільні піки компонентів суміші.

Для кількісного аналізу користуються висотою поляграфічної хвилі. У кількісному аналізі можуть бути використані усі прийоми визначення концентрації: порівняння з еталоном, метод стандартних серій, метод добавок [16].

*Потенціометричний метод.* Потенціометрія – це різновид електрохімічного аналізу, який визначає концентрацію іонів у розчинах і ґрунтується на вимірюванні електродних потенціалів.

Схема потенціометричного вимірювання складається з індикаторного електрода, електрода порівняння та приладу, який вимірює значення потенціалів. Електрод порівняння в таких приладах повинен мати сталий потенціал. Як індикаторні використовують електроди, в яких потенціали залежать від активності відповідного іона. Для визначення вмісту нітратів таким методом в якості індикаторного електрода використовують іоноселективний електрод. Іоноселективний електрод є досить чутливим до нітрат-іонів у водному середовищі.

Процес вимірювання відбувається таким чином: індикаторний електрод занурюють у досліджуваний розчин, за допомогою електролітичного містка приєднують до розчину електрод порівняння. Далі в процесі титрування відбуваються скачки потенціалів, які зображають графічно [16].

Знаючи потенціал електрода порівняння можна знайти значення потенціалу індикаторного електрода і за допомогою рівняння Нернста (1) розрахувати концентрацію іонів в розчині:

$$E = E^0 + RT/nF \lg a_{Me^{n+}} \quad (1), \text{ де}$$

$E$  – електродний потенціал (В);  $E^0$  – стандартний електродний потенціал (В);  $R$  – універсальна газова стала (Дж/К);  $T$  – абсолютна температура (К);  $F$  – число Фарадея (Кл/моль);  $n$  – кількість електронів, які беруть участь в електрохімічному процесі;  $a$  – активність іонів.

Потенціометричний метод дослідження дає досить точні результати, але він є трудомістким.

*Нітрат-тестери.* Попередні варіанти дослідження вмісту нітратів проводяться в лабораторних умовах. Якщо немає можливості звернутись до лабораторії для перевірки води або їжі на вміст нітратів, можна використовувати нітрат-тестери. На сьогодні існує безліч нітрат-тестів, за допомогою яких в побуті можна визначити вміст нітратів.

Нітрат-тестери є досить зручними у використанні. Вони компактні, повністю автоматизовані, дають майже точний результат вимірювання. Завдяки використанню таких тестів можна швидко і якісно провести тест на нітрати без звернення у лабораторію. Аналіз в нітрат-тестах проводиться на основі вимірювання провідності змінним високочастотним струмом у продуктах, що визначаються. Контакт з продуктом, який підлягає аналізу, проводиться за допомогою вимірювального зонду, який в більшості випадків знаходиться знизу пристрою. Після вимірювання пристрій видає методом індикації рекомендації про придатність до споживання: зелений – досліджуваний продукт містить допустиму кількість нітратів; жовтий – концентрація нітратів на межі допустимої норми, споживання таких продуктів потрібно обмежити; червоний – високий рівень вмісту нітратів, такий продукт не придатний для використання. В основі роботи пристрою лежить метод іонометрії. Цей метод заключається у миттєвому вимірюванні кількості нітрат-іонів за допомогою ємкості комірки електричного ланцюга змінного струму високої частоти.

Також, крім спеціальних приладів, існують тестові смужки, які дозволяють у побутових умовах визначити вміст нітратів у воді. В основі роботи таких смужок лежить колориметричний метод аналізу. Смужки занурюються у воду, яку потрібно дослідити, на декілька секунд. Потім потрібно почекати, доки смужки не висохнуть і не забарвляться. Отримане забарвлення порівнюють з еталонною шкалою, яка повинна бути на упаковці з такими смужками. Таке порівняння дає можливість кількісно визначити вміст нітратів.

Хоч і нітрат-тести мають ряд переваг, не усі з них показують правильний результат. Тому краще за все звертатись до лабораторій для проведення точного і достовірного аналізу [17].

## Література

1. Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення: Закон України від 10 лютого 2002 р. №2918-III. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2918-14>.
2. Про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171- 10): Наказ міністерства здоров'я України від 12 травня 2010 р. №452/17747. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10>.
3. Популярно про якість води: веб-сайт. URL: <https://ecosoft.ua/ua/blog/populyarno-o-kachestve-vody/> (дата звернення: 30.05.2020).
4. Важкі метали у воді: веб-сайт. URL: <https://ecosoft.ua/ua/blog/tyazhelye-metally-v-vode/> (дата звернення: 30.05.2020).
5. Нітрати у воді: веб-сайт. URL: <https://ecosoft.ua/ua/blog/nitraty-v-vode/> (дата звернення: 15.04.2020).
6. Экологические проблемы при использовании минеральных удобрений: Пути возможного загрязнения окружающей среды удобрениями и мероприятия по его предотвращению: веб-сайт. URL: [https://agromage.com/stat\\_id.php?id=548](https://agromage.com/stat_id.php?id=548) (дата звернення: 15.04.2020).
7. Зовнішнє середовище: веб-сайт. URL: [https://ciwf.in.ua/?page\\_id=491](https://ciwf.in.ua/?page_id=491) (дата звернення: 15.04.2020).
8. Карта качества воды: веб-сайт. URL: <https://voda.org.ua/region> (дата звернення: 15.04.2020).
9. Вплив нітратів на організм людини: веб-сайт. URL: <https://dpssc.gov.ua/pres-tsentr/novyny/1115/vplyv-nitrativ-na-orhanizm-liudyny.html> (дата звернення: 15.04.2020).
10. Водно-нітратна метгемоглобінемія у дітей: веб-сайт. URL: <https://kazatin-rda.gov.ua/novyny-ta-oholoshennya/novosti/vodnonitratna-methemohlobinemiya-u-ditey/> (дата звернення: 15.04.2020).
11. Нітрати у питній воді – небезпека для дітей та дорослих: веб-сайт. URL: <http://rdabershad.gov.ua/en/administratyvni-posluhy/68-novyny/ostanni-novii/8653-nitraty-u-pytnii-vodi-nebezpeka-dlia-ditei-ta-doroslykh> (дата звернення: 15.04.2020).

12. Нітрати у питній воді!: веб-сайт. URL: <https://pogrda.gov.ua/index.php/819-nitraty-u-pytnii-vodi> (дата звернення: 15.04.2020).
13. Чи можна пити воду з великим вмістом нітратів?: веб-сайт. URL: <https://ekspertiza.com.ua/uk/tse-korisno-znati/711-chy-mozhna-pyty-vodu-z-velykym-vmistom-nitrativ> (дата звернення: 15.04.2020).
14. Мураєва О. О. Конспект лекцій з дисципліни «Фізико-хімічні методи аналізу води» (для студентів 2 – 3 курсів денної та заочної форм навчання напряму підготовки 6.060103 Гідротехніка (водні ресурси)) / О. О. Мураєва; Харків. нац. ун- т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2015. 64 с.
15. Мінаєва В. О. Хроматографічний аналіз: Підручник для студентів вищих навчальних закладів. Черкаси: Вид. від. ЧНУ імені Богдана Хмельницького, 2013. 284 с.
16. Студеняк Я.І., Воронич О.Г., Сухарева О.Ю., Фершал М.В., Базель Я.Р. Практикум з аналітичної хімії. Інструментальні методи аналізу. Ужгород, 2014. 129 с.
17. Нітрат-тестер: веб-сайт. URL: [https://www.novator-tm.com/index\\_uk.php?id=medical-nitrate-tester](https://www.novator-tm.com/index_uk.php?id=medical-nitrate-tester) (дата звернення: 21.05.2020).

## Розділ 6.

# ВИЗНАЧЕННЯ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ ТЕРИТОРІЇ ЗАЛІЗНИЧНОГО ПОЛОТНА СЕРЕДНЬОЇ ЧАСТИНИ ПІВДЕННО-БУЗЬКОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОРИДОРУ

Важкі метали належать до найбільш небезпечних забруднювачів водного середовища, джерелами надходження яких є промислові стічні води підприємств чорної та кольорової металургії, гірничодобувної і харчової галузі, машинобудування та сільського господарства. Гострота проблеми забруднення водного середовища важкими металами визначається високою концентрацією токсичних металів, що перевищують допустимі норми, утворенням високотоксичних комплексів, що поглинаються та накопичуються гідробіонтами в дозах, небезпечних для людини. На сьогодні актуальною є проблема створення та вдосконалення існуючих методів глибокого очищення води від токсичних металів. Проте застосування тих чи інших методів очистки ускладнюється певними вимогами щодо обсягу стічних вод, присутністю домішок та конкуруючих іонів у воді, а також утворенням токсичних концентратів, які складно утилізувати.

Найбільшу небезпеку для людей і тварин представляють свинець, кадмій, ртуть, цинк та мідь. Токсична дія цих металів проявляється вже при дуже низьких концентраціях. Саме тому виникла необхідність здійснення контролю якості водних об'єктів службами державного нагляду та дослідними лабораторіями. Проте однією з проблем є відсутність необхідного обладнання та сучасних, надійних методик, які б дозволяли визначати вміст важких металів на рівні фонових концентрацій та нижче. Це питання є дуже важливим, особливо якщо врахувати накопичення важких металів у трофічних ланцюгах в природних водоймах. В сучасних умовах особливої актуальності набувають дослідження питання взаємодії залізнодорожних ландшафтів із навколишнім середовищем.

Екологічні проблеми виникають у результаті взаємодії природи і людини, при якій антропогенне навантаження на територію перевищує екологічні можливості цієї території, зумовлені головним

чином її природно-ресурсним потенціалом і загальною стійкістю природних ландшафтів. Залізнодорожні ландшафти суттєво впливають на довкілля, і такий вплив здійснюється як залізницями, які є джерелом шкідливих речовин, так і численними виробничими та підсобними установами, що їх обслуговують вокзалами, вантажними дворами, локомотивними вагонними депо.

*Моніторинг вмісту важких металів в річці Рів. Забруднення водних об'єктів на території залізнодорожних ландшафтів.* Залізнодорожні ландшафти – це складні системи антропогенного (здебільшого техногенного) походження, структуру й характер функціонування яких визначають власне залізниці, дороги й численні прилеглі до них об'єкти.

Специфічні геохімічні властивості дорожніх ландшафтів визначають їх екологічну суть та значення в структурі антропогенних ландшафтів України. Це проявляється у забрудненні повітряного, водного середовища та ґрунтів як під час будівництва, так і експлуатації ЗДЛ. Відбувається істотне забруднення важкими металами та їх сполуками, вуглекислим газом, різними за хімічним складом пилом від перевезення сипучих вантажів (вугілля, руда, цемент), постійний ріст рівня забруднення поверхні ґрунтового покриву нафтою, свинцем, деградація фітоценозів, вилучення ресурсів сільськогосподарських земель, порушення гідрологічних умов, створення для розвитку ерозії, втрата родючості ґрунту, засмічення територій, зливання забруднених вод тощо. Поряд з цим відбувається розповсюдження та накопичення шкідливих речовин на прилеглих до ЗДЛ полях та земельних угіддях, що є не менш шкідливим чинником впливу як на довкілля, так і для життя та здоров'я населення, оскільки важкі метали та їх сполуки мають здатність накопичуватись у сільськогосподарських культурах, а споживання їх людиною ставить під загрозу їх життєдіяльність.

Основними джерелами забруднення смуги відведення залізничних доріг і прилеглих територій є виливи нафтопродуктів із цистерн під час перевезення, висипи сипучих вантажів, викиди рідких і твердих відходів пасажирського транспорту, робота ремонтної техніки тощо.

Екологічною проблемою залізничного транспорту є забруднення води. Обсяги спожитої води постійно збільшуються, що пов'язано зі зростанням протяжності мережі залізниці. Вода використовується практично в усіх виробничих процесах: при обмиванні рухомого складу, окремих вузлів і деталей, охолодженні компресорів та іншого обладнання, отриманні пари, заправці вагонів, реостатних випробуваннях тепловозів та ін. [63]. Частково вода витрачається безповоротно (споживається в пасажирських вагонах, переходить в пару). Велика частина може бути зібрана і повторно використана, проте в даний час частка повторного і оборотного водопостачання на підприємствах залізничного транспорту становить лише 30%, а решта води після однократного використання скидається у поверхневі водойми. Поряд із фізичними і хімічними забруднювачами може бути теплове і мікробне забруднення вод. Слід зазначити, що 1 м<sup>3</sup> стоків забруднює більше 60 м<sup>3</sup> чистої води, оскільки містить різні зважені частинки, нафтопродукти, фосфор, фенол, сполуки міді, заліза і цинку, бензол, вуглеводні та інші речовини, шкідливі для здоров'я людей, і знижують термін експлуатації основних виробничих фондів транспорту.

На залізницях України використання та охорону водних ресурсів забезпечують 557 власних водозаборів, 51 водосховище, 847 артезіанських свердловин і 57 каналізаційних очисних споруд. У 2020 році водозабір води з водних об'єктів становив 36,4 млн м<sup>3</sup>, скинуто у водойми стічних вод – 5,2 млн м<sup>3</sup>, у тому числі нормативно очищених – 3,76 млн м<sup>3</sup>, без очищення – 730 тис. м<sup>3</sup>, недостатньо очищених – 764 тис. м<sup>3</sup>. У оборотних системах водопостачання використано лише 7,7 млн м<sup>3</sup> води. Зазначимо, що при проектуванні, будівництві та експлуатації залізничних об'єктів водоохоронні заходи спрямовані на скорочення водоспоживання на виробничі та господарсько-побутові потреби та зменшення скиду забруднювальних речовин.

Для цього на об'єктах залізничного транспорту передбачається будівництво та експлуатація систем біологічного, фізико-хімічного та механічного очищення виробничих, господарсько-побутових і поверхневих стічних вод; спорудження та установка первинного очищення стічних вод (нафтових пасток, станцій нейтралізації,



флотаторів, установок знежирення шламів) і доочищення стоків; система оборотного і повторного водокористування. Найбільш ефективним заходом щодо зниження негативного впливу залізничних об'єктів на водне середовище є створення замкнутих систем водовикористання та очищення стоків при скиданні їх у поверхневі водойми, промислово, комунальну та зливові каналізації.

Метод і технологію очищення обирають з урахуванням санітарних і технологічних вимог, що висувуються до якості очищених вод; кількості стічних вод; наявності у підприємства необхідних для знешкодження стоків енергетичних і матеріальних ресурсів (пара, паливо, стиснене повітря, електроенергія, реагенти, сорбенти), а також необхідних площ для розміщення очисних установок; ефективності процесу знешкодження стоків.

*Об'єкти досліджень.* Завданням моніторингу вмісту важких металів в річці Рів (притока Південного Бугу), який проводився у період з червня по грудень 2020 року, було визначення стану забруднення і динаміки змін цих забруднень для річки Рів з метою виявлення негативних змін унаслідок антропогенного впливу.

Річка Рів бере початок з джерела, розташованого у північно-західній околиці с. Охрімівці Віньковецького району Хмельницької області, впадає в р. Південний Буг з правого берега на 553-му км від гирла, у с. Могилівка.

Довжина річки 104 км, площа водозбору 1160 км<sup>2</sup>, загальне падіння 114 м, середній ухил 1,1 ‰, середній зважений 0,7 ‰, коефіцієнт звивистості 1,35. Основні притоки: ліві р. Рівець (довжина 34 км), річка без назви (довжина 17 км), струмок Думка (довжина 25 км), річка без назви (довжина 16 км).

Вода відноситься до гідрокарбонатного класу, групи кальцію, другого типу. Протягом року хімічний склад води піддається істотним змінам. У період повені мінералізація і твердість мають найменші значення, відповідно 325,7 мг/дм<sup>3</sup> і 4,33 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Найбільших значень вони досягають в межінний період і складають 434,1 мг/дм<sup>3</sup> і 5,42 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Вода з болотним запахом і присмаком для пиття непридатна. Річка використовується для гідроенергетики та господарсько-побутових потреб населення [20-21]. Негативний вплив на якість води в річці Рів має діяльність с/г підприємств, підприємств

переробної галузі, Жмеринське підприємство ААП «Експрес», Жмеринське вагонне депо. Це, насамперед, скиди у поверхневі водойми значних об'ємів теплообмінних вод. До того ж ці скиди, як і робота даних підприємств, носять сезонний характер, а тому навантаження на річку в осінній період різко зростає. В Україні у зв'язку з високою токсичністю важких металів їх вміст у поверхневих водах є предметом нормативно-законодавчих актів. В Європі дане питання регламентується Директивою Європейського Союзу 2000/60/ЕС та іншими документами. В процесі проведення досліджень визначали концентрації  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Mn}^{7+}$ . Для проведення аналізу використовували дві основні методики: хроматографія у тонкому шарі (напівкількісний експрес-метод) із застосуванням програми «Sorbfil» для кількісного визначення та атомно-абсорбційна спектрометрія (базовий кількісний аналіз).

*Методи досліджень.* Відбирання та підготовки проб води для хімічного аналізу. Дана інструкція встановлює процедуру з відбирання, підготовки проб води для хімічного аналізу в лабораторіях.

В інструкції використовуються такі терміни і скорочення:

Змішані проби води – це суміш простих проб, відібраних одночасно у різних місцях водного об'єкта або в одному місці через різні інтервали часу.

Прості проби води – проби, що отримують шляхом одноразового відбирання об'єму води, потрібного для аналізу.

Супровідний талон – документ, який містить вичерпну інформацію про розташування точки відбору та умови відбору проби води.

ПС – пункт спостережень; п/е – поліетилен.

Відбирання проб води має свою специфіку, тому необхідно дотримуватися головних принципів та обов'язково враховувати специфіку водойм.

Важливим є встановлення та дотримання чітких вимог щодо відбирання проб. Одним із основних шляхів надходження забруднюючих речовин до водойм є стічні води, які безпосередньо впливають на склад води у водоймах і змінюють їх властивості. Під

час відбирання проб води враховується багато специфічних обставин, які є визначальними для певного водного об'єкта і зумовлені його фізико-географічними та гідробіологічними особливостями, а також можливим антропогенним впливом на формування якості води. Умови, яких потрібно дотримуватися під час відбирання проб води, настільки різноманітні, що неможливо надати детальні рекомендації для всіх випадків.

Виділяють головні принципи, яких слід дотримуватися під час відбирання проб із водних об'єктів: відбір проб повинен проводитися з урахуванням специфіки водного об'єкта (морфологія, гідрологія тощо) та специфіки контрольованих речовин (розчинена, зважена, колоїдна, плівкова, «жива»). Проби або серія проби води, відібрані для аналізу, повинні характеризувати стан води у водному об'єкті або його частині (у місці відбирання) за певний проміжок часу, тобто мають бути характерними для певного водного об'єкта у місці їх відбирання; у процесі відбирання, попередньої обробки, зберігання і транспортування проби не повинно відбуватися істотних змін хімічного складу і властивостей води, тобто відбирання проб, їх транспортування, зберігання та подальшу обробку необхідно виконувати так, щоб запобігти зміні вмісту компонентів, що будуть визначатися, і властивостей води; об'єм проби води має бути достатнім для виконання всіх запланованих досліджень.

Об'єм проб може коливатися від 1 – 2 до 15 – 20 дм<sup>3</sup> залежно від мети дослідження і кількості компонентів. Для визначення необхідного об'єму проби води доцільно скласти перелік цих компонентів та властивостей із зазначенням потрібного для кожного визначення об'єму, а потім згрупувати об'єми з однаковою попередньою обробкою, консервацією та умовами транспортування і зберігання.

*Посудини для відбору проб води.* Найпридатнішими є поліетиленові посудини та скляні посудини з безбарвного, прозорого та хімічно стійкого скла. Для знежирення посудин застосовують синтетичні мийні засоби, залишки яких видаляють, промиваючи звичайною водою, після чого склянки споліскують дистильованою водою і за потреби висушують. Перед відбиранням проби посудину попередньо кілька разів споліскують досліджуваною водою, а потім

заповнюють її так, щоб під пробкою або кришкою не залишалося бульбашок повітря. Для відбору проб води використовують спеціальні пристрої – батометри різних систем. Батометр має відповідати таким вимогам: вода, яка проходить крізь батометр, не повинна в ньому затримуватись; батометр має щільно закриватися, щоб проба води в ньому не контактувала із зовнішньою водою; матеріал пробовідбірника має бути хімічно інертним.

Відбирання проб води для хімічного аналізу виконується у певній послідовності батометром або емальованим відром, попередньо обмитим цією ж водою. Загальна кількість води для виконання аналізу близько 5 літрів з кожної точки відбору. Для кожної проби має бути етикетка та супроводжувальна документація. Для уникнення порушень методики ведення Державного водного кадастру потрібно належним чином оформлювати етикетку та супроводжувальну документацію, зокрема пункти відбору проб води повинні бути вказані згідно з Програмою спостережень, затвердженою на поточний рік.

Для виконання стандартного аналізу необхідно відбирати 2,0 дм<sup>3</sup> води у поліетиленовий або скляний посуд. Проби не фільтрувати і не консервувати.

Для аналізу на визначення вмісту розчинних форм важких металів – пробу води об'ємом 1,5 дм<sup>3</sup> відфільтрувати через мембранний фільтр з діаметром пор 0,45 мкм або паперовий фільтр (синя стрічка). Для запобігання втрати металів через їх абсорбцію фільтром рекомендується першу порцію фільтрату об'ємом приблизно 500 см<sup>3</sup> відкинути, а наступну порцію фільтрату об'ємом 1 дм<sup>3</sup> законсервувати розчином азотної кислоти ( $\rho=1,37$  г/см<sup>3</sup>, ГОСТ 4461–77, х.ч.), 12 см<sup>3</sup> азотної кислоти на 1 дм<sup>3</sup> води. Фільтрування виконується для відокремлення колоїдних та завислих речовин. Дуже важливо дотримуватися послідовності операції пробопідготовки (спочатку фільтрування проби води, а потім – консервування). Необхідно дотримуватися термінів і температурного режиму зберігання проб (за температури  $\leq 3-4^{\circ}\text{C}$  не більше двох тижнів, включаючи час, необхідний для пересилки). Проби води доставляти до лабораторії у поліетиленовому посуді, який попередньо ретельно

вимити, промити розчином азотної кислоти ( $1,5 \text{ моль/дм}^3$ ), потім відмити посуд дистильованою водою до нейтральної реакції.

*Визначення цинку, міді, свинцю, кадмію, нікелю, кобальту, хрому і мангану у воді методом тонкошарової хроматографії.* Основними реагентними методиками дослідження проб води на вміст важких металів є атомно-адсорбційний метод (кількісний аналіз), тонкошарова хроматографія (напівкількісний експрес-метод), титрування, фотоколориметрія. Одним із найдоступніших методів вважається тонкошарова хроматографія.

Метод базується на утворенні комплексів іонів металів з діетилдитіокарбамату натрію при рН 8-9 або рН 4-5 (для хрому), виокремленні утворених комплексів з водних та модельних розчинів хлороформом і подальшим хроматографуванням в тонкому шарі (ДСТУ ISO 17381:2007, ДСТУ 7811:2015) [24-29].

Чутливість методу: цинк, кобальт, хром, марганець  $0,05 \text{ мг / дм}^3$ ; Свинець  $0,01 \text{ мг / дм}^3$ ; Мідь, нікель  $0,005 \text{ мг / дм}^3$ ; Кадмій  $0,001 \text{ мг / дм}^3$ .

Реактиви та матеріали: аміак (25%), кислота фосфорномолібденова, натрію діетилдитіокарбамат, толуол (або бензол), хлороформ, амонію хлорид, дитизон, кадмію сульфат, калію перманганат, калію біхромат, кислота азотна, конц. кислота сірчана, 1н HCl, 1н кислота оцтова, кобальту хлорид, міді хлорид, натрію сульфат безводний нікелю нітрат, свинцю нітрат, цинку сульфат, фільтри паперові (червона смуга), універсальний індикаторний папір, колби мірні на 1000, 100, 50, 25  $\text{см}^3$ , циліндр мірний на 500  $\text{см}^3$ , ділильна воронка на 1  $\text{дм}^3$ , піпетки на 10, 5, 2, 1  $\text{см}^3$ , чашки для розпарювання розчинів на 50  $\text{см}^3$ , пробірки мірні (на 10  $\text{см}^3$ , 5  $\text{см}^3$ ), воронки фільтрувальні (5 см), пластинки ТШХ, камера для хроматографування, камера для обприскування, пульверизатор, камера для прояву платівок аміаком (ексикатор), капіляри скляні або мікропіпетки, мікропробірки місткістю 0,5  $\text{см}^3$ , термостат (забезпечує  $t$  100-150°C).

Приготування розчинів:

1. Діетилдитіокарбамату натрію (1% водний розчин: 0,5 г ДЕДТК натрію розчинити в 50  $\text{см}^3$  води).

2. Дитизон (0,025 - 0,05% розчин в хлороформі: 25 - 50 мг дитизона розчинити в 100 см<sup>3</sup> хлороформу).

3. Буферний розчин: до 35 г хлориду амонію додати 285 см<sup>3</sup> 25% аміаку.

4. Фосфорномолібденовая кислота (5% водний розчин: 2,5 г фосфорномолібденовой кислоти розчинити в 50 см<sup>3</sup> води).

5. Стандартні водні розчини металів (концентрація 1000 мг / дм<sup>3</sup>):

Міді хлорид: 2,683 г  $\text{CuCl}_2 \times 2\text{H}_2\text{O}$  розчинити в невеликій кількості води в мірній колбі на 1000 см<sup>3</sup>, підкислити розчином соляної кислоти 1 Н (2 см<sup>3</sup>), довести до мітки водою, перемішати.

Цинку сульфат: 4,398 г  $\text{ZnSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$  розчинити в невеликій кількості води в мірній колбі на 1000 см<sup>3</sup>, підкислити розчином сірчаної кислоти 1 Н (2 см<sup>3</sup>), довести до мітки водою, перемішати.

Кадмію сульфат: 3,137 г  $\text{CdSO}_4 \times 8\text{H}_2\text{O}$  розчинити в невеликій кількості води в мірній колбі на 1000 см<sup>3</sup>, підкислити розчином сірчаної кислоти 1 Н (2 см<sup>3</sup>), довести до мітки водою, перемішати.

Свинцю нітрат: 1,898 г  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  розчинити в невеликій кількості води в мірній колбі на 1000 см<sup>3</sup>, підкислити розчином азотної кислоти концентрованої (1,5 см<sup>3</sup>), довести до мітки водою, перемішати.

Нікелю нітрат: 6,011 г  $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$  розчинити в невеликій кількості води в мірній колбі на 1000 см<sup>3</sup>, підкислити розчином азотної кислоти концентрованої (1,5 см<sup>3</sup>), довести до мітки водою, перемішати.

Кобальту хлорид: 4,037 г  $\text{CoCl}_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$  розчинити в невеликій кількості води в мірній колбі на 1000 см<sup>3</sup>, підкислити розчином соляної кислоти 1 Н (2 см<sup>3</sup>), довести до мітки водою, перемішати.

Калію біхромат: 2,829 г  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  розчинити в невеликій кількості води в мірній колбі на 1000 см<sup>3</sup>, довести до мітки водою, перемішати.

Калію перманганат: 2,877 г  $\text{KMnO}_4$  розчинити в невеликій кількості води в мірній колбі на 1000 см<sup>3</sup>, довести до мітки водою, перемішати.

6. Стандартні розчини ДЕДТК металів (в хлороформі):

ДЕДТК Cu (100 мкг / см<sup>3</sup>): в ділительну воронку внести 250 см<sup>3</sup> дист. води, додати аміак (25%) до рН 8-9 (або 1 см<sup>3</sup> буферного розчину), внести 2,5 см<sup>3</sup> розчину  $\text{Cu}^{2+}$  і 2,0 см<sup>3</sup> 1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (3 рази по 5-7 см<sup>3</sup>),

об'єднані екстракти висушити безводних  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , перенести в мірну колбу на  $25 \text{ см}^3$ , довести до мітки хлороформом.

ДЕДТК Pb (500 мкг /  $\text{см}^3$ ): в ділильну воронку внести  $250 \text{ см}^3$  дист. води, додати аміак (25%) до рН 8-9 (або  $1 \text{ см}^3$  буферного розчину), внести  $12,5 \text{ см}^3$  розчину  $\text{Pb}^{2+}$  і  $3,0 \text{ см}^3$  1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (3 рази по  $5-7 \text{ см}^3$ ), об'єднані екстракти висушити безводних  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , перенести в мірну колбу на  $25 \text{ см}^3$ , довести до мітки хлороформом.

ДЕДТК Zn (500 мкг /  $\text{см}^3$ ): в ділильну воронку внести  $250 \text{ см}^3$  дист. води, додати аміак (25%) до рН 8-9 (або  $1 \text{ см}^3$  буферного розчину), внести  $12,5 \text{ см}^3$  розчину  $\text{Zn}^{2+}$  і  $10,0 \text{ см}^3$  1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (3 рази по  $5-7 \text{ см}^3$ ), об'єднані екстракти висушити безводних  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , перенести в мірну колбу на  $25 \text{ см}^3$ , довести до мітки хлороформом.

ДЕДТК Cd (100 мкг /  $\text{см}^3$ ): в ділильну воронку внести  $250 \text{ см}^3$  дист. води, додати аміак (25%) до рН 8-9 (або  $1 \text{ см}^3$  буферного розчину), внести  $2,5 \text{ см}^3$  розчину  $\text{Cd}^{2+}$  і  $1,1 \text{ см}^3$  1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (3 рази по  $5-7 \text{ см}^3$ ), об'єднані екстракти висушити безводних  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , перенести в мірну колбу на  $25 \text{ см}^3$ , довести до мітки хлороформом.

ДЕДТК Ni (100 мкг /  $\text{см}^3$ ): в ділильну воронку внести  $250 \text{ см}^3$  дист. води, додати аміак (25%) до рН 8-9 (або  $1 \text{ см}^3$  буферного розчину), внести  $2,5 \text{ см}^3$  розчину  $\text{Ni}^{2+}$  і  $2,1 \text{ см}^3$  1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (3 рази по  $5-7 \text{ см}^3$ ), об'єднані екстракти висушити безводних  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , перенести в мірну колбу на  $25 \text{ см}^3$ , довести до мітки хлороформом.

ДЕДТК Co (200 мкг /  $\text{см}^3$ ): в ділильну воронку внести  $250 \text{ см}^3$  дист. води, додати аміак (25%) до рН 8-9 (або  $1 \text{ см}^3$  буферного розчину), внести  $5,0 \text{ см}^3$  розчину  $\text{Ni}^{2+}$  і  $4,2 \text{ см}^3$  1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (3 рази по  $5-7 \text{ см}^3$ ), об'єднані екстракти висушити безводних  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , перенести в мірну колбу на  $25 \text{ см}^3$ , довести до мітки хлороформом.

ДЕДТК Mn (100 мкг /  $\text{см}^3$ ): в ділильну воронку внести  $250 \text{ см}^3$  дист. води, додати аміак (25%) до рН 9, внести  $2,5 \text{ см}^3$  розчину  $\text{Mn}^{7+}$  і  $1,0 \text{ см}^3$  1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом ( $5-7 \text{ см}^3$ ), додати ще  $1,3 \text{ см}^3$  1% розчину ДЕДТК Na,

струснути, провести екстракцію хлороформом (2 рази по 5-7 см<sup>3</sup>), об'єднані екстракти висушити безводних Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, перенести в мірну колбу на 25 см<sup>3</sup>, довести до мітки хлороформом.

ДЕДТК Cr (100 мкг / см<sup>3</sup>): в ділильну воронку внести 250 см<sup>3</sup> дист. води, додати оцтову кислоту до рН 4-5, внести 2,5 см<sup>3</sup> розчину Cr<sup>6+</sup> і 2,4 см<sup>3</sup> 1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (3 рази по 5-7 см<sup>3</sup>), об'єднані екстракти висушити безводних Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, перенести в мірну колбу на 25 см<sup>3</sup>, довести до мітки хлороформом.

Приготування системи для хроматографування:

1) толуол: хлороформ (1,5:1) - приготувати за 3 години до використання (всі, крім хрому і марганцю); 2) бензол: хлороформ (2:1) - приготувати за 3 години до використання (всі, крім хрому і марганцю); 3) толуол (100%) для хрому і марганцю.

Хід визначення:

1. Цинк, мідь, свинець, кадмій, нікель, кобальт

У ділильну воронку відібрати 250 - 500 см<sup>3</sup> води або водної витяжки, додати аміак до рН 8-9 (або 1 - 2 см<sup>3</sup> буферного розчину), внести 0,5-1 см<sup>3</sup> 1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (3 рази по 15-20 см<sup>3</sup>), об'єднані екстракти пропустити через безводний Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, упарити на водяній бані до 0,1-0,2 см<sup>3</sup>, упарений екстракт кількісно перенести в градуйовану пробірку, довести обсяг до 0,5 см<sup>3</sup>.

На хроматографічну пластину нанести 0,1 і 0,2 см<sup>3</sup> екстракту, поруч нанести суміш стандартних розчинів (3 точки): свинець: 1,0; 2,5; 5,0 мкг; мідь, кадмій, нікель, кобальт: 0,5; 1,0; 2,0 мкг; цинк: 5,0; 10,0; 20,0 мкг.

Хроматографування провести в камері, заповненій сумішшю толуол-хлороформ (1,5:1) або сумішшю бензол - хлороформ (2:1) за 3 години до роботи. Розгонку провести двічі: 1 раз до половини, висушити при кімнатній температурі, другий раз на всю висоту пластини.

Прояв розчином дитизону в хлороформі, потім помістити пластинку в камеру з аміаком для відбілювання фону. Зони локалізації міді краще видно до прояву, тому кількісне визначення міді провести відразу після хроматографування.



Хром, марганець.

У ділильну воронку відібрати 250 - 500 см<sup>3</sup> води або водної витяжки, додати аміак до рН 9, внести 0,5 - 1 см<sup>3</sup> 1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (1 раз 15-20 см<sup>3</sup>), ще раз внести 0,5 - 1 см<sup>3</sup> 1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (2 рази по 15-20 см<sup>3</sup>), об'єднані екстракти пропустити через безводний Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, упарити на водяній бані до 0,1 - 0,2 см<sup>3</sup>, упарений екстракт кількісно перенести в градуйовану пробірку, довести обсяг до 0,5 см<sup>3</sup> (проба № 1 - Mn).

Водну фазу, що залишилася після відділення Mn, підкислити оцтовою кислотою до рН 4-5, додати 0,5 - 1 см<sup>3</sup> 1% розчину ДЕДТК Na, струснути, провести екстракцію хлороформом (3 рази по 15-20 см<sup>3</sup>), об'єднані екстракти пропустити через безводний Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, упарити на водяній бані до 0,1 - 0,2 см<sup>3</sup>, упарений екстракт кількісно перенести в градуйовану пробірку, довести обсяг до 0,5 см<sup>3</sup> (проба № 2 Cr).

На хроматографічну пластину нанести по 0,1 і 0,2 см<sup>3</sup> проб №1 і №2, поруч нанести в різні точки стандартні розчини хрому і марганцю по 5 і 10 мкг.

Хроматографування провести в камері, заповненій толуолом. Розгонку провести двічі: 1 раз до половини, висушити при кімнатній температурі, другий раз на всю висоту пластини.

Прояв водним розчином фосфорномолібденової кислоти, потім - нагрівання при 100 - 120 °С протягом 3 - 5 хв.

Обробка результатів:

Вміст кожної речовини розрахувати за формулою:

$$X = \frac{a \times S_2}{S_1 \times V},$$

де а – вміст металу в стандартному розчині, мкг; S<sub>1</sub> – площа плями стандарту, мм<sup>2</sup>; S<sub>2</sub> – площа плями проби, мм<sup>2</sup>; V – об'єм проби, взятої для аналізу.

Обробка результатів, отриманих методом тонкошарової хроматографії, у програмі Sorbfil TLC. Візуалізатор Sorbfil, призначений для запису і документування зображень хроматограм, використовуваної для дослідження речовин видимих в денному світлі

або по їх люмінесценції в ультрафіолеті з довжиною хвиль 365 нм або гасіння люмінесценції з довжиною хвиль 254 нм.

Введення, захоплення і запис зображення проводиться засобами відео/фото-фіксації і може оброблятися за допомогою спеціалізованої програми Sorbfil TLC View. Записані зображення зберігаються, обробляються, і передаються аналогічно будь-якій іншій інформації. Візуалізатор не вимагає зміни існуючих методик ТШХ.

Використання комп'ютерних технологій дозволило здійснити не тільки збереження записаних зображень, але і виконання розрахунків хроматограми на базі цифрового зображення хроматограми.

Візуалізатор в комплекті з програмою Sorbfil TLC View проводить розрахунок зображення пластини з побудовою хроматограми (аналогової кривої) за відхиленням яскравості плям від яскравості фону пластини з подальшим перебуванням піків на цій кривій і розрахунком їх площі (кількісним розрахунком отриманої хроматограми). При розрахунку виходять з положення, що розміри і яскравість плями (по відношенню до фону пластини) пропорційні кількості речовини в плямі.

Для розрахунку хроматограми її зображення виводиться на екран в головному вікні програми. Розрахунок починається з розмітки хроматограми розстановки лінії старту, фронту і границь треків. Якщо хроматограма була записана з перекосом, зображення може бути вирівняно (для правильного визначення  $R_f$ ). Результати розрахунку треку даються у вигляді аналогової кривої хроматограми піки якої відповідають плямам треку. Результати розрахунку треку:  $R_f$ , пробіг плями  $L$ , площа піку  $S$ , відношення площі піку до суми площ всіх піків  $\% S$ , висота піку  $H$ , відношення висоти піку до суми висот всіх піків  $\% H$ . Величини  $\% S$  і  $\% H$  характеризують орієнтовний вміст речовин в суміші (вагові відсотки),  $NTP$  – число теоретичних тарілок,  $uNTP$  – питома число теоретичних тарілок,  $A_s$  – асиметрію піку.

Для більшості розрахунків досить встановлених за замовчуванням параметрів налаштувань. У деяких випадках зміна параметрів дозволяє отримати більш точного розрахунку хроматограми. Вся палітра кольорів зображення на дисплеї передається поєднанням трьох основних кольорів різної

інтенсивності: червоного, зеленого, синього. Включення команди Аналіз колірної складу дозволяє визначити складові кольору і їх інтенсивність в будь-якій частині хроматограми.

Застосування колірної корекції зображення дозволяє в деяких випадках підвищити контрастність плям, що розраховуються, і домогтися «виділення» плям, що злилися. Як правило, слід зменшувати інтенсивність кольору, загального для плям і фону, або сусідніх плям.

Орієнтовний розрахунок вмісту речовин в суміші, виражений у відсотках, проводиться методом простого нормування. Цей метод заснований на положенні, що речовини, незалежно від їх будови, взяті в однаковій кількості, дають одну і ту ж площу піку (це положення приблизно виконується для хімічно подібних речовин). Для визначення орієнтовного вмісту речовин в суміші знаходять при вираженні у відсотках відношення площі кожного окремого піка (плями) до суми площ всіх піків (плям) в треку.

Розрахунок роблять методом абсолютного калібрування (методом зовнішнього стандарту). Для розрахунку концентрації речовини в пробі за цим методом визначають абсолютну кількість шуканої речовини в пробі, а потім, знаючи вагу (об'єм) вихідної проби, розраховують концентрацію речовини в пробі, як відношення ваги речовини до ваги (об'єм) проби.

Визначення абсолютної кількості речовини в пробі проводиться для розрахованої площі плями речовини в пробі за калібровальним графіком залежності кількості речовини площа піку. Цей графік будується для відомих кількостей речовини (стандартів). Всі описані вище розрахунки виконуються комп'ютером в автоматичному режимі на основі обрахування зображення хроматограми.

Атомно-адсорбційний метод. Метод являє собою визначення наявності та концентрацій тих чи інших хімічних елементів за поглинанням при високих температурах атомами цих хімічних елементів квантів світла з певними довжинами хвиль [24-29]. Метод багато в чому нагадує атомно-емісійний спектральний аналіз. Але він ґрунтується на вимірюванні не випромінювання, а поглинання світла атомами хімічних елементів. Речовина, що аналізується нагрівається до високих температур. Для створення високої температури як

правило використовують полум'я газового пальника. Джерело випромінювання – лампа з порожнистим катодом, яка дає випромінювання саме тих довжин хвиль, які поглинають атоми хімічного елемента що аналізується. Для кожного хімічного елемента використовується своє джерело випромінювання (вони входять в комплект поставки приладу) що містить саме цей елемент, який аналізується. Наприклад для аналізу на Купрум – лампа, що містить саме Купрум та випромінює кванти світла з довжиною хвилі 324,7 нм, для аналізу на Плюмбум лампа що містить Плюмбум та випромінює кванти світла з довжиною хвилі 283,3 нм тощо. Існують лампи з кількома хімічними елементами, спектри яких не перекриваються. Інтенсивність поглинання світла прямо пропорційна концентрації хімічного елемента. Але на чутливість визначення впливає також фон, адже може відбуватись не тільки поглинання квантів світла атомами визначаємого хімічного елемента, а також їх випромінювання. Для усунення впливу цього явища реєструючий прилад синхронізують з модулятором, який з певною частотою перериває світловий потік від лампи і враховує та вилучає постійний сигнал від фонового випромінювання. Межа визначення деяких елементів сягає  $10^{-11}$ - $10^{-12}$  граму, тому метод широко використовують для аналізу мікро кількостей та домішок. Тривалість та трудомісткість аналізу порівняно невелика, не потрібно попередньо проводити відокремлення одних хімічних елементів від інших. Цей метод дуже широко використовується на практиці. Наприклад для визначення Купруму, Плюмбуму, Хрому, Нікелю, Кадмію, Цинку, Марганцю в воді, напоях, молоці, м'ясі, рибі та в інших харчових продуктах. Тверді продукти попередньо оброблюють та переводять присутні в них хімічні елементи в розчин. Як правило проводять спалювання проб при поступовому підвищенні температури до 450°C і обробки золи розбавленою нітратною кислотою.

Методика аналізу включає такі основні операції: хімічну підготовку проби (розкладання проби, тобто переведення її в розчин, за необхідності концентрування, відділення заважаючих компонентів тощо); градуювання атомно-абсорбційного спектрофотометра еталонними розчинами; вимірювання аналітичного сигналу

(величини атомного поглинання); знаходження концентрацій елемента в розчині і перерахунок її на вихідну пробу.

Апарати, матеріали, реактиви. Атомно-абсорбційний спектрофотометр АА 8500 F фірми Джаррел-Аш (Японія). Спектрофотометр двопробеневий, високого класу точності (інструментальна похибка 0,5 % відносних). Діапазон спектра 180-900 нм. В склад приладу входить дейтерієвий коректор фону для врахування неселективного поглинання в діапазоні 200-300 нм. Прилад укомплектований набором спектральних ламп з порожнистим катодом – окремих для кожного елемента, компресором з фільтром для повітря і буферною ємністю. Крім того, для роботи приладу необхідний балон для ацетилену, окису азоту і аргону з редукторами.

Необхідні реактиви:  $\text{HNO}_3$ ;  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ;  $\text{HCl}$ ; лантан хлористий 10% і 2% в перерахунку на лантан; суміш соди і бури в співвідношенні 2:1; перекис натрію, ч.; вода – бідистилят; дибутилдисульфід нафти; толуол х.ч.; силікагель з ковалентно зв'язаними з поверхнею молекулами N-аліл- N-пропілтіосечовиною (АПТМС); калій хлористий х.ч.

Посуд і обладнання: Прилади мірні лабораторні скляні. Бюретки, піпетки. Технічні умови ГОСТ 20292 – 74 Е. Посуд мірний лабораторний скляний. Циліндри, мензурки, колби на 25, 100 і 200  $\text{см}^3$  зі скляними притертими пробками, воронки, пробірки.

Кількісний атомно-абсорбційний аналіз. При проведенні аналізу на атомно-абсорбційному спектрофотометрі АА 8500 F фірми Джаррел-Аш (Японія) можлива робота у двох режимах атомізації проби – полуміневий і безполуміневий (в графітовому атомізаторі). Прилад обладнаний системою автоматичної корекції фону за допомогою дейтерієвої лампи суцільного спектру, що суттєво знижує похибки.

Вимірювання ведуться після переведення усіх компонентів проби у розчинений стан. Об'єм, достатній для аналізу 0,5-2  $\text{см}^3$ , в залежності від вмісту речовин, що аналізуються. Отримані результати контролюються паралельними аналізами стандартних зразків, близьких за складом.

Чутливість аналізу при атомізації полуміневим методом:

$1 \cdot 10^{-5}\%$  – цинк, кальцій, магній;

$1 \cdot 10^{-4}\%$  – залізо, марганець, мідь, нікель, кобальт, кадмій, срібло;  
 $2 \cdot 10^{-4}\%$  – плюмбум, хром, вісмут;  
 $5 \cdot 10^{-4}\%$  – талій, молібден, ванадій, алюміній, скандій;  
 $(2-5) \cdot 10^{-3}\%$  – сурма, індій, галій.

Точність визначення не менше 5-15 відносних процентів. Атомізація безполум'яним методом підвищує чутливість вищезазначених елементів на 1-2 порядки.

*Отримані результати аналізу проб (метод атомно-абсорбційної спектроскопії).* Під час проведення даного дослідження проби відбирались у період з червня по грудень 2020 року у чотирьох точках відбору: смт. Браїлів (Жмеринському районі Вінницької області), с. Межирів (Жмеринський район Вінницької області). Проби відбиралися 1 раз на місяць і консервувалися до моменту проведення аналізів. Загалом було відібрано 27 проб.



Рис. 1. Точки відбору проб (1. с.м.т. Браїлів)

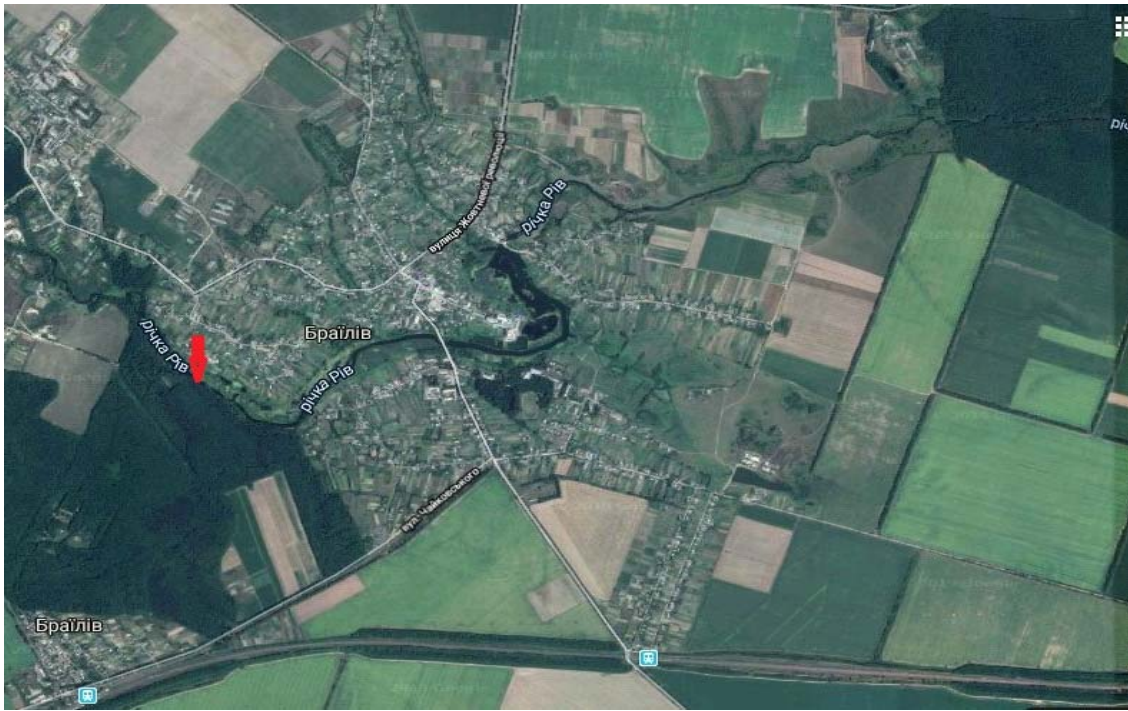


Рис. 2 Точки відбору проб (2. с.м.т. Браїлів)



Рис. 3 Точки відбору проб (3. с.м.т. Браїлів)

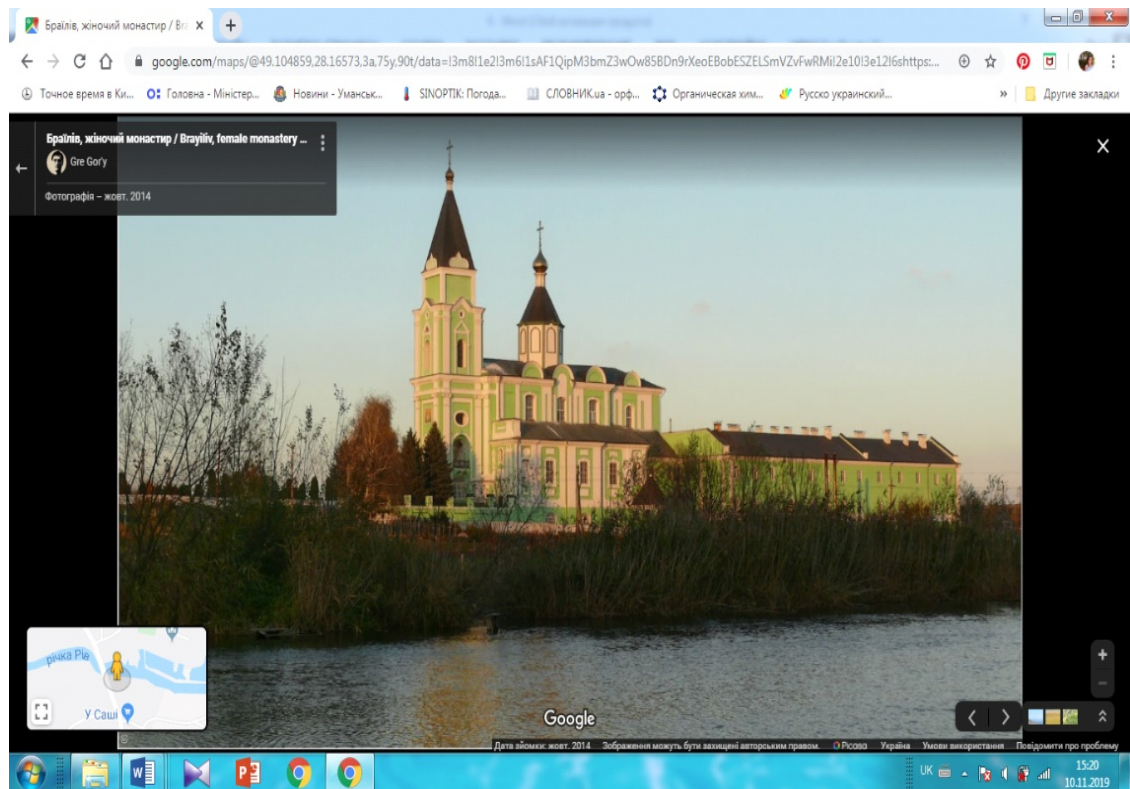


Рис. 3(а) Точки відбору проб (3. с.м.т. Браїлів)

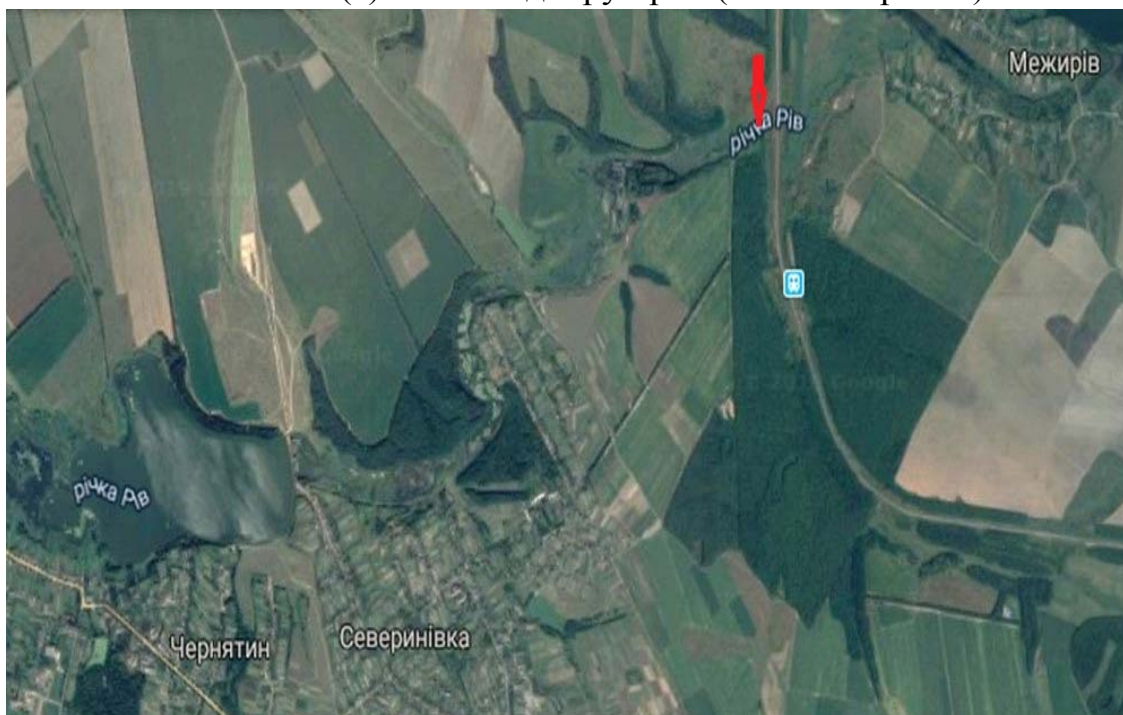


Рис. 4 Точки відбору проб (4. с. Межирів)



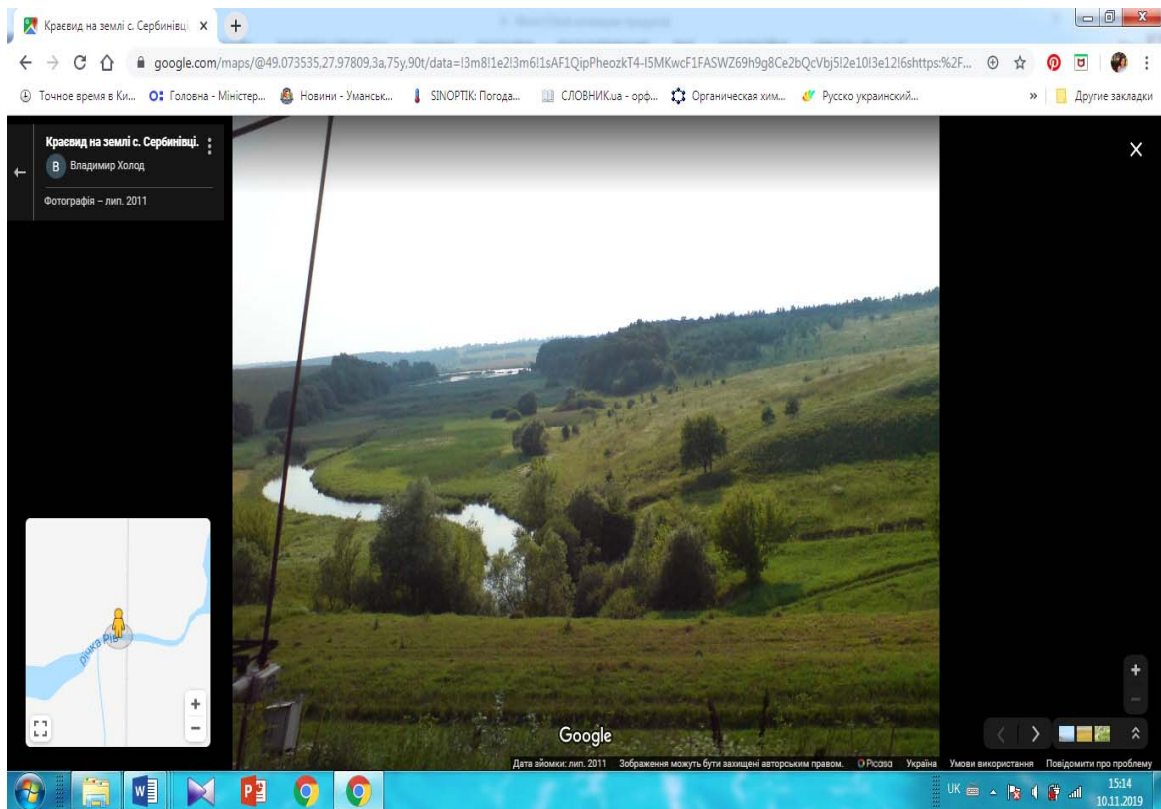


Рис. 4(а) Точки відбору проб (4. с. Межирів)

У таблицях 1-7 представлені результати аналізів концентрації вмісту іонів  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ , проведених методом ААС.

Таблиця 1

Результати аналізів проб за червень

№	Місце відбору проби	Концентрація важких металів, мг / дм <sup>3</sup>					
		Pb	Ni	Cu	Zn	Cr	Co
1	сmt. Браїлів 1	0,02	0,02	0,01	0,09	0,02	0,02
2	сmt. Браїлів 2	0,02	0,02	0,04	0,17	0,02	0,02
3	сmt. Браїлів 3	0,02	0,02	0,01	0,07	0,02	0,02

Таблиця 2

Результати аналізів проб за липень

№	Місце відбору проби	Концентрація важких металів, мг / дм <sup>3</sup>					
		Pb	Ni	Cu	Zn	Cr	Co
1	сmt. Браїлів 1	0,02	0,01	0,01	0,04	0,02	0,01
2	сmt. Браїлів 2	0,02	0,01	0,01	0,04	0,02	0,01
3	сmt. Браїлів 3	0,02	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01
4	с. Межирів 4	0,02	0,01	0,01	0,04	0,02	0,01

Таблиця 3

## Результати аналізів проб за серпень

№	Місце проби	Концентрація важких металів, мг / дм <sup>3</sup>					
		Pb	Ni	Cu	Zn	Cr	Co
1	сmt. Браїлів 1	0,02	0,01	0,01	0,04	0,02	0,01
2	сmt. Браїлів 2	0,02	0,01	0,01	0,04	0,02	0,01
3	сmt. Браїлів 3	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01
4	с. Межирів 4	0,02	0,01	0,01	0,04	0,02	0,01

Таблиця 4

## Результати аналізів проб за вересень

№	Місце проби	Концентрація важких металів, мг / дм <sup>3</sup>					
		Pb	Ni	Cu	Zn	Cr	Co
1	сmt. Браїлів 1	0,02	0,02	0,02	0,05	0,02	0,02
2	сmt. Браїлів 2	0,02	0,02	0,04	0,04	0,02	0,02
3	сmt. Браїлів 3	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
4	с. Межирів 4	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,02

Таблиця 5

## Результати аналізів проб за жовтень

№	Місце проби	Концентрація важких металів, мг / дм <sup>3</sup>					
		Pb	Ni	Cu	Zn	Cr	Co
1	сmt. Браїлів 1	0,02	0,02	0,02	0,05	0,02	0,02
2	сmt. Браїлів 2	0,02	0,02	0,04	0,05	0,02	0,02
3	сmt. Браїлів 3	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,02
4	с. Межирів 4	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,02

Таблиця 6

## Результати аналізів проб за листопад

№	Місце проби	Концентрація важких металів, мг/дм <sup>3</sup>					
		Pb	Ni	Cu	Zn	Cr	Co
1	сmt. Браїлів 1	0,02	0,02	0,02	0,06	0,02	0,02
2	сmt. Браїлів 2	0,02	0,02	0,02	0,05	0,02	0,02
3	сmt. Браїлів 3	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,02
4	с. Межирів 4	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,02

## Результати аналізів проб за грудень

№	Місце відбору проби	Концентрація важких металів, мг/дм <sup>3</sup>						
		Pb	Ni	Cu	Zn	Cr	Co	Mn
1	смт. Браїлів 1	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,04
2	смт. Браїлів 2	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,02	0,05
3	смт. Браїлів 3	0,02	0,02	0,01	0,03	0,02	0,02	0,03
4	с. Межирів 4	0,02	0,02	0,01	0,05	0,02	0,02	0,03

Аналіз таблиць показав, що спостерігається поступове підвищення концентрацій з початку літа до зими, а максимум припадає на зимовий період.

Таким чином можна зробити висновок, що є залежність концентрацій від зміни температури і від режиму опадів (при зменшенні кількості дощових опадів зменшується розведення у воді концентрацій забруднюючих речовин).

Отримані результати, при використанні методу тонкошарової хроматографії. Для побудови градувального графіка було проведено хроматографування на окремій пластині 5 точок стандартного розчину ДЕДТК Cu з концентраціями 0,1 мкг, 0,5 мкг, 1 мкг, 2 мкг, 5 мкг.

Після розгонки видно, що перша точка з найменшою концентрацією 0,1 мкг візуально та за допомогою програми Sorbfil розпізнати неможливо (рис.5). Тому подальший аналіз проб необхідно проводити у діапазоні концентрацій 0,5мкг – 5мкг і вище.

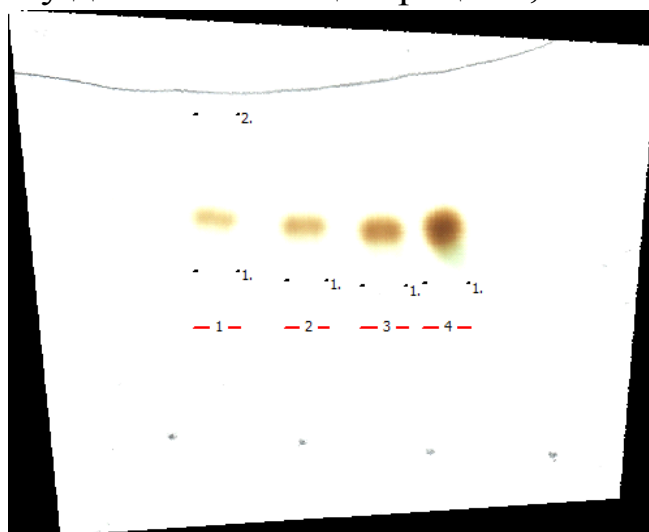


Рис. 5. Пластина №1 з результатами хроматографування стандартних розчинів міді

За допомогою програми Sorbfil проводимо обробку пластини. Розставляємо 4 окремі треки, встановлюємо лінію початку руху фаз та лінію фронту. Автоматично відбувається розрахунок  $R_f$ , а також площі плям і висоти піків (відповідно до інтенсивності кольору плям).

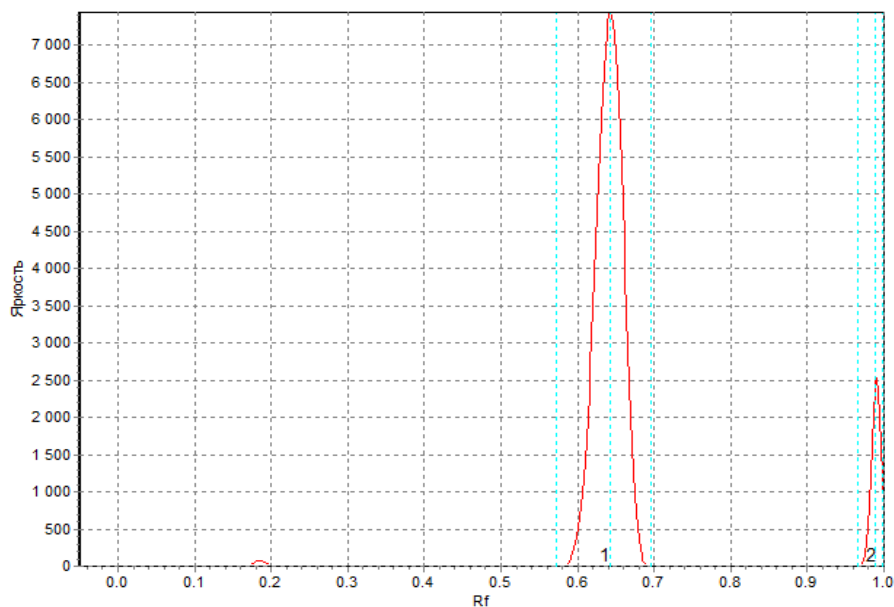


Рис. 6. Результати по треку №1

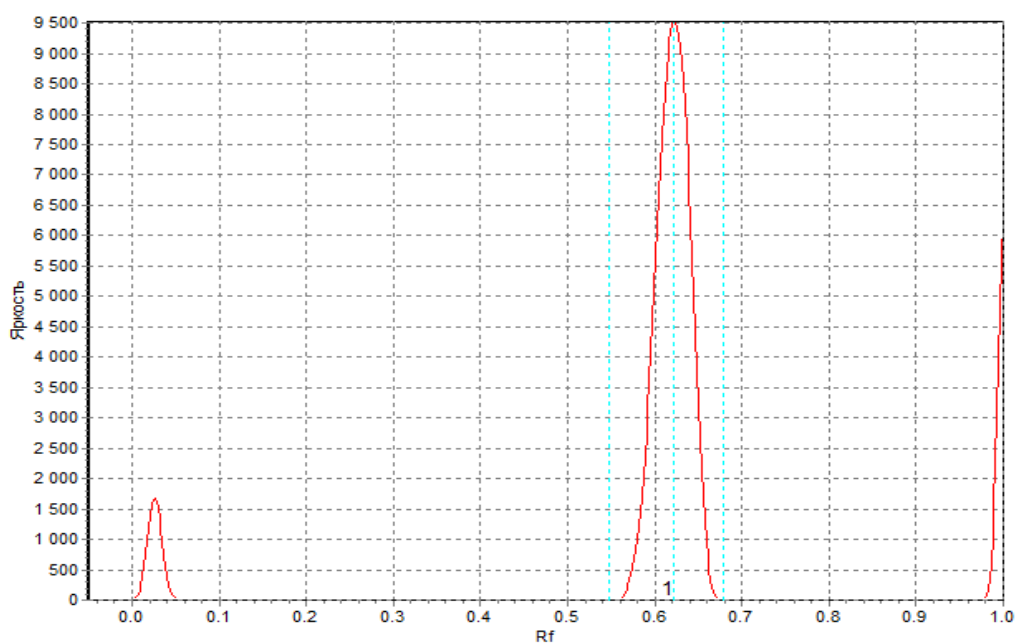


Рис. 7. Результати по треку №2

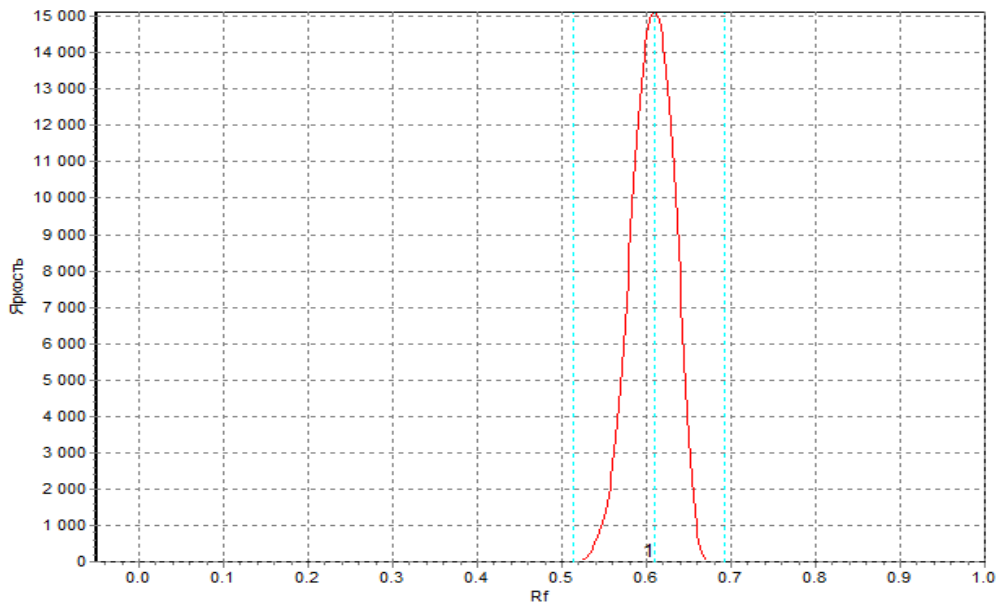


Рис. 8. Результати по треку №3

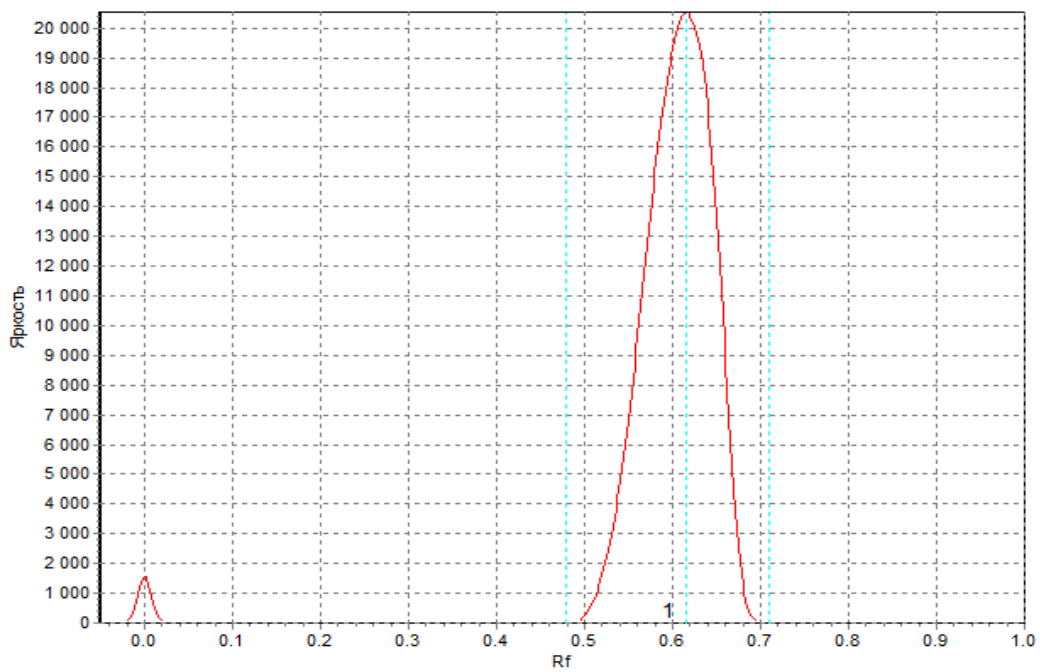


Рис. 9. Результати по треку №4

Таблиця 8  
Обробка у програмі Sorbfil пластини з результатами хроматографування стандартних розчинів міді

Конц., мкг		Rf	S	H
0,5	Ст 1	0,64	184054	7437
1	Ст 2	0,62	265264	9526
2	Ст 3	0,61	555519	15118
5	Ст 4	0,62	1119577	20537

Для аналізу проби на вміст міді, кадмію, нікелю, кобальту, цинку використовуємо пластину №2. Наносимо 3 точки суміші стандартних розчинів ДЕДТК Cu, ДЕДТК Cd, ДЕДТК Ni, ДЕДТК Co з концентраціями 0,01 мкг, 0,025 мкг, 0,04 мкг; проби з р. Рів – четвертої точки об'ємом 0,5 см<sup>3</sup> (рис.9). На ліву частину пластини наносимо 3 стандартні розчини ДЕДТК Zn з концентраціями 0,05 мкг, 0,15 мкг, 0,3 мкг. Аналіз на плюмбум необхідно проводити окремо, оскільки Rf цинку і плюмбуму дуже близькі за значенням.

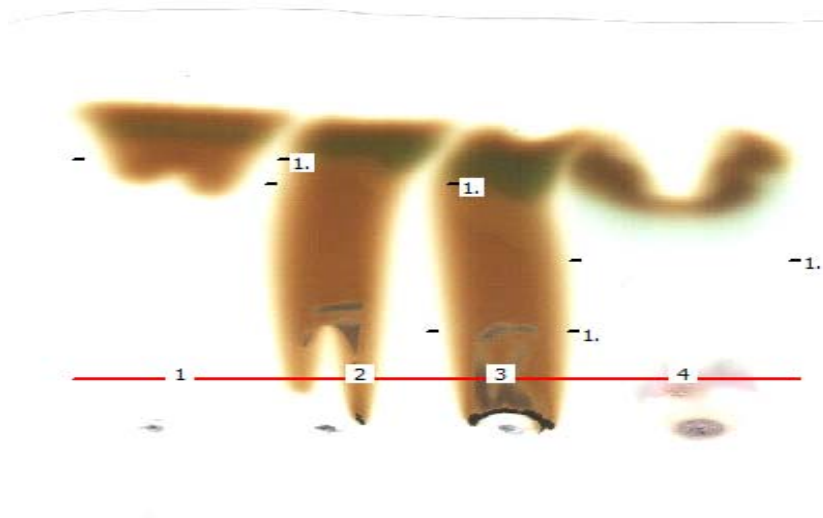


Рис. 9. Пластина №2 з результатами хроматографування стандартних розчинів міді – точки 1, 2, 3 4



Рис. 10. Права частина пластини №2 з результатами хроматографування стандартних розчинів цинку – точки 1, 2, 3 після проявлення дитизоном і відстоюванням у аміачній камері

На рис. 10 добре видно плями стандартів цинку, але у пробі присутня стороння речовина з більшою селективністю і збіжним Rf, яка зайняла місце цинку.

Після проявлення дитизоном і відстоюванням у аміачній камері, плями стандартних розчинів кадмію, нікелю і кобальту не проявилися.

Можна зробити припущення, що невірно було обрано діапазон концентрацій або необхідно повторно провести розгонку без нанесення стандартного розчину міді.

Далі проводимо обробку результатів лише для міді, яка добре проявилася на пластині.

За допомогою програми Sorbfil проводимо обробку пластини.

Таблиця 9

### Обробка у програмі Sorbfil пластини з результатами хроматографування стандартних розчинів міді

Конц., мкг		Rf	S	H
0,010	Ст 1	0,75	2329320	36410
0,025	Ст2	0,7	1955795	12497
0,040	Ст 3	0,42	6605914	24886
	Проба	0,55	1577283	27760

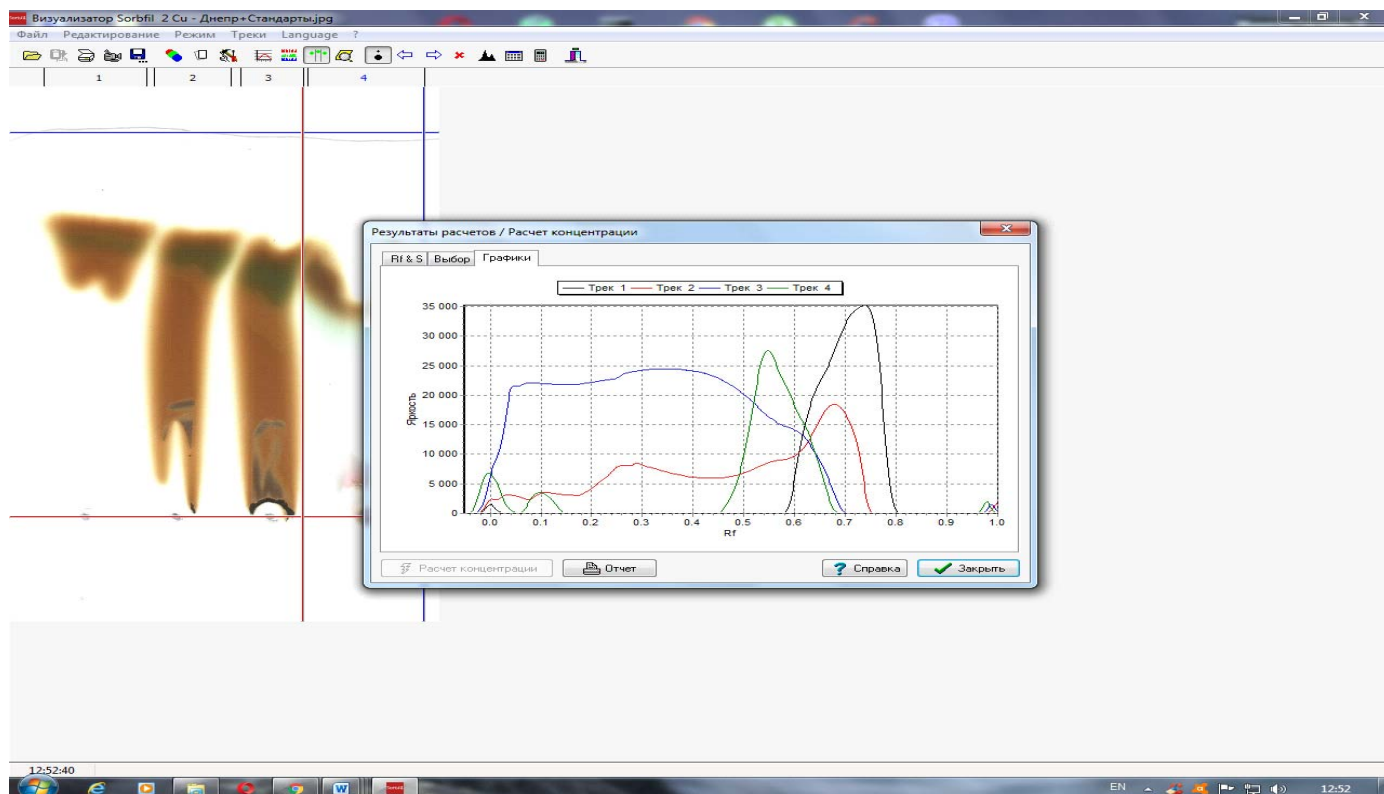


Рис. 11. Результати по трекам № 1-4.

Отримуємо результат:  $x=0,00359$  мкг/0,5 см<sup>3</sup>. Враховуємо, що для аналізу було використано 0,5 дм<sup>3</sup>.

Тоді концентрація міді у пробі дорівнює  $0,007 \approx 0,01$  мг/ дм<sup>3</sup>.

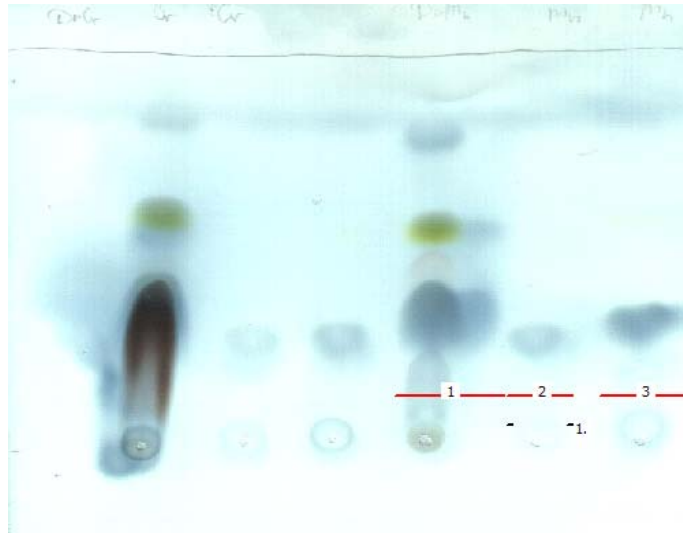


Рис. 12. Пластина №3 з результатами хроматографування стандартних розчинів хрому – точки 2, 3; стандартних розчинів мангану – точки 5, 6 для аналізу на хром і манган відповідно)

Таблиця 10

Обробка у програмі Sorbfil пластини з результатами хроматографування стандартних розчинів міді

Конц., мкг		Rf	S	H
x	Проба	0,35	184054	7437
0,01	Ст1	0,27	265264	9526
0,04	Ст2	0,33	555519	15118

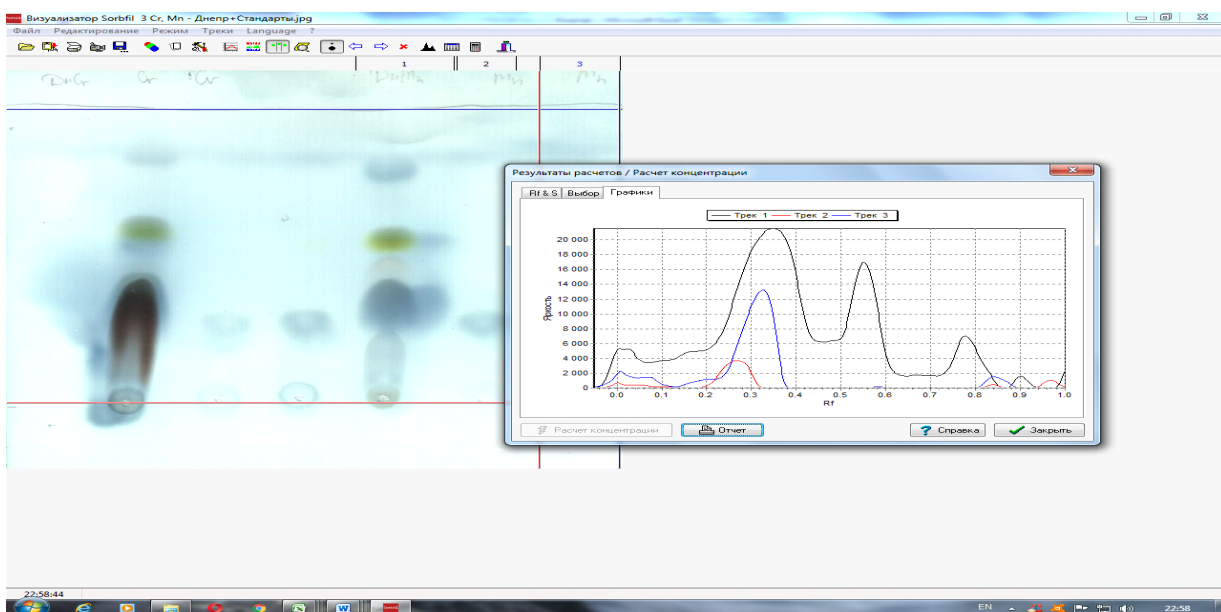


Рис. 13. Результати по трекам № 1-4.



Порівнюємо точку проби з точкою стандарта 2 (точка б). Отримуємо результат:  $x=0,01325$  мкг/0,08 см<sup>3</sup>. Враховуємо, що для аналізу було використано 0,4 дм<sup>3</sup>. Тоді концентрація мангану у пробі дорівнює  $0,165 \approx 0,2$  мг/ дм<sup>3</sup>.

Аналіз проб води з річки Рів дали такі результати: Cu, Zn, Cr, Co у порівнянні з ГДК перевищень за вмістом у воді не мають; виявлено перевищення по Pb, Mn і Fe, що є наслідком скидання забруднених речовин підприємства Жмеринське вагонне депо.

Використані методики ААС і ТШХ дали збіжні результати з необхідною для порівняння з ГДК точністю. Чутливість та поріг визначення в обох випадках є достатнім, для проведення подібних аналізів.

Перевагою ТШХ є більша експресність та можливість проведення аналізу «у польових умовах».

Отже, результати досліджень проб води з річки Рів за період з червня по грудень 2020 року показали, що іони важких металів Cu, Zn, Cr, Co у порівнянні з ГДК встановленими у ДСанПіН 2.2.4-171-10 перевищень за вмістом у воді не мають.

Спостерігалось перевищення йонів важких металів, зокрема Pb, Mn і Fe, що є наслідком скидання забруднених речовин підприємства Жмеринське вагонне депо.

Причиною цьому можуть бути стічні води, що надходять при обмиванні рухомого складу, окремих вузлів і деталей, охолодженні компресорів та іншого обладнання, отриманні пари, заправці вагонів, реостатних випробуваннях тепловозів корпусів вагонів, турбін, насосів, трубопроводів та ін., охолоджуюча вода конденсаторів турбін.

Аналіз проб води з річки Рів проведено за двома методиками, для порівняння збіжності результатів, зручності їх використання, а також оцінки доступності та експресності методик.

Для проведення аналізу обрано атомно-абсорбційну спектрометрію та тонкошарову хроматографію. Обидві методики дали збіжні результати з необхідною для порівняння з ГДК точністю результатів. Чутливість та поріг визначення в обох випадках є достатнім для проведення даного типу аналізів на визначення іонів важких металів.

Перевагою методу тонкошарової хроматографії є більша експресність та можливість проведення аналізу «у польових умовах». Для атомно-абсорбційної спектрометрії необхідним є складне обладнання, але точність результатів вища. Достатньо точні результати були отриманні при аналізі на мідь і манган.

#### *Література*

1. Авксентьева Н. О. Південно-Бузький екокоридор: проблеми збереження біологічного різноманіття та розвиток туризму: дипл. робота. Одеса, 2014. 91 с.
2. Альохіна Т. М., Бобко А. О., Малахов І. М. Вміст важких металів у воді та донних відкладах річки Інгулець. *Гидробиологический журнал*. 2008. т. 44, № 3. С. 114-120
3. Адаменко О. М., Адаменко Я. О., Міщенко Л. В. та ін. Методика екологічної оцінки техногенного впливу на трансформацію ландшафтів. *Український географічний журнал*. 2004. № 2. С. 22–32.
4. Андрієнко-Малюк Т., Вакаренко Л., Гребенюк Є. та ін. Формування регіональних схем екомережі: метод. реком. Київ: НАН України, 2004. 76 с.
5. Баб'як О. С., Біленчук П. Д., Чирва Ю. О. Екологічне право України: навч. посіб. Київ: Атіка, 2000. 216 с.
6. Білик Р. Г., Казімірова Л. П. Екологічна мережа: глобальні та регіональні аспекти природоохоронної справи. *Дослідження малих річок: аналіз, проблеми, пропозиції: зб. матеріалів Всеукр. наук.-практ. конф.* (Хмельницький, 4–5 лист. 2005 р.). Хмельницький, 2005. С. 162–173.
7. Білоконь М. В., Масікевич Ю. Г., Мовчан Я. І. Формування елементів місцевої та регіональної екомережі – основа збереження агроландшафтів та біотичного різноманіття. *III наукові читання пам'яті Сергія Таращука*: матеріали (с. Мигія, 6–7 квіт. 2012 р.). Миколаїв, 2012. С. 7–9.
8. Богомолів В. В., Полупан А. В., Кочнева Т. А. та ін. Використання ГІС-технологій в лісовому господарстві за допомогою мережі станцій диференційних поправок. *Сучасні інформаційні технології управління екологічною безпекою, природокористуванням, заходами в надзвичайних ситуаціях: тези допов. X Міжнар. наук.-*

- практ. конф.* (с. Рибаче, 5–9 вер. 2011 р.). Київ; Харків, 2011. С. 171–172.
9. Бойченко С. Г., Гаврилюк Р. Б., Савченко С. А. Зміни стоку Південного Бугу – вплив кліматичних факторів та зарегулювання: *V Наукові читання пам'яті Сергія Таращука*: матеріали (Миколаїв, 21 квіт. 2017 р.). Київ, 2017. С. 17–19.
10. Бойченко С., Гаврилюк Р., Веремійчик Г. та ін. Вода і водні ресурси України: питання екоуправління в умовах змін клімату (на прикладі ситуації на Південному Бугу – Гранітно-Степове Побужжя). Регіон-2015: стратегія оптимального розвитку: *матеріали Міжнар. наук.-практ. конф.* Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2015. С. 254–257.
11. Брусак В. П. Географічні основи розширення мережі заповідних територій Поділля. *Проблеми географії України: матеріали наук. конф.* (Львів, 1994 р.). Львів, 1994. С. 105.
12. Беляєв С.Д., Гюнтер Л.И. Управление осадками сточных вод — важнейшая экологическая проблема. *Водоснабж. сан.техн.* 2007. № 1. С. 5–9.
13. Воловик В. М., Мудрак О. В., Шкатула Ю. М. Еколого-географічна характеристика перспективного регіонального ландшафтного парку «Середнє Побужжя» в межах регіону Східне Поділля. *Збірник наукових праць Вінницького державного аграрного університету*. 2007. Вип. 31. С. 28–40.
14. Голубін Ю. Г. Ставкове господарство в басейні Південного Бугу. *Вісник метеорології та гідрології: зб. наук. пр.* Київ, 1934. С. 24–41.
15. Гончаренко Г. Є., Совгіра С. В., Лаврик О. Д. та ін. Трансформація ландшафтних екосистем річкових долин Центрального Побужжя: монографія. Київ: Науковий світ, 2009. 329 с.
16. Гудзевич А. В. Природно-заповідна Вінниччина. Вінниця: ТОВ: «Консоль», 2002. 128 с.
17. Гудзевич А. В. Природно-заповідний фонд Вінниччини. Вінниця ТОВ «Консоль», 2012. 148 с.
18. Гудзевич А. В. Проблеми й перспективи Південнобузького екокоридору в умовах міста Вінниці. *Наукові записки Вінницького*

державного педагогічного університету імені Михайла Коцюбинського. Серія: Географія. 2014. Вип. 26. С. 12–16.

19. Гуменюк Г. Б. Вміст і міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу. *Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер.: Біол. Спецвип.: Гідроекологія. – 2001. – № 3 (14). – С. 191–193.

20. Денисик Г. І., Лаврик О. Д. Антропогенні ландшафти річища та заплави Південного Бугу: монографія. Вінниця: ПП «ТД» Едельвейс і К», 2012. 210 с.

21. Денисик Г. І., Чиж О. П. Національний природний парк «Подільське Полісся» в структурі національної екомережі України. *Екологія – шляхи гармонізації відносин природи та суспільства: зб. тез Міжнар. наук. конф.* (Умань, 18–19 трав. 2010 р.). Умань: УНУС, 2010. С. 77–78.

22. Делалио А., Гончарук В.В., Корнилович Б.Ю. Утилізація осадков городских сточных вод. *Хим. технол. воды*. 2003. Т. 25, № 5. С. 458–464.

23. Делалио А., Гончарук В., Корнилович Б. Очистка сточных вод от тяжелых металлов методом комплексообразования / ультрафильтрации. *Хим. технол. воды*. 2003. Т. 25, № 6. С. 564–573.

24. ДСТУ 4770.2:2007 Визначення вмісту рухомих сполук цинку в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. К.: Держстандарт України, 2007.

25. ДСТУ 4770.6:2007 Визначення вмісту рухомих сполук міді в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. К.: Держстандарт України, 2007.

26. ДСТУ 4770.3:2007 Визначення вмісту рухомих сполук кадмію в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. К.: Держстандарт України, 2007.

27. ДСТУ 4770.9:2007 Визначення вмісту рухомих сполук свинцю в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. К.: Держстандарт України, 2007.

28. ДСТУ 4770.1:2007. Визначення вмісту рухомих сполук марганцю в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. К.: Держстандарт України, 2007.

29. ДСТУ 4770.5:2007 Визначення вмісту рухомих сполук кобальту в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. К.: Держстандарт України, 2007
30. Екологічна безпека Вінниччини: монографія. за ред. О. В. Мудрака. Вінниця: ВАТ «Міська друкарня», 2008. 456 с.
31. Забруднення води [Електронний ресурс]. Режим доступу до джерела: <http://www.npblog.com.ua/index.php /ekologiya/zabrudnennja-vodi.html>
32. Жук В. Здійснення державного моніторингу поверхневих водних об'єктів. *Екологічні аспекти регіонального партнерства в надзвичайних ситуаціях: збірка матеріалів науково-методичної конференції*. Х. : НУЦЗУ, 2012. С. 38
33. Екологічна експертиза: Право і практика / за ред. В. І. Андрейцева, М. А. Пустовойта. Київ: Урожай, 1992. 208 с.
34. Екологічне право України: підручник / за ред. В. К. Попова, А. П. Гетьмана. Харків: Право, 2009. 328 с.
35. Екологічний паспорт Вінницької області за 2013 рік. Вінниця, 2014. 105 с. URL. <http://old.menr.gov.ua/protection/protection1/vinnyska> (дата звернення: 11.04.2018).
36. Ємельянова В. П., Данилова Г. Н., Колеснікова Т. Х. Оцінка якості поверхневих вод суші по гідрохімічним показникам. *Гідрохім. матеріали*, ГХІ. 1983. Т. 88. С. 119-129
37. Кашковський В. І., Євдокименко В. О., Каменських Д. С., Євдокименко О.М. Спосіб зневоднення осадів стічних вод з використанням елементів технології GeoTube на Бортницькій станції аерації. *Наука та інновації*. 2014. Т. 10, № 1. С. 32–42.
38. К.В. Калініченко, Г.М. Ніковська, З.Р. Ульберг Поверхневі властивості та стійкість мулових колоїдних систем в процесах екстракції важких металів. *Доп. НАН України*. 2014. № 6. С. 114–119.
39. Какарека С. В., Кухарчик Т. И. Источники поступления стойких органических загрязнителей в окружающую среду: опыт выявления и изучения. *Природопользование*. 2012. Вып. 22. С. 157–164.
40. Куклин Ю. С., Коробейников Л. Г. Атомно-абсорбционный метод определения ртути. *Химия в сельском хозяйстве*. 1980. № 10. С. 49–50.

41. Клименко В. Г. Гідрологія України: Навчальний посібник для студентів. Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2010. 124 с.
42. Клоченко П. Д., Харченко Г. В., Зубенко И. Б., Шевченко Т. Ф. Некоторые особенности накопления тяжелых металлов макрофитами и эпифитными водорослями в водоемах урбанизированных территорий. Гидробиологический журнал. 2007. Т. 43, № 4. С. 49–61.
43. Линник П. М. Комплексоутворення металів з природними органічними речовинами – важливий фактор детоксикації (за результатами біотестування). Наук. зап. Тернопільського пед. унту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біол. Спецвип.: Гідроекологія, 2001. № 3 (14). С. 206–208.
44. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. [За ред. В. Д. Романенко]. К., 2006. 628 с.
45. Мудрак О. В. Організація та вдосконалення системи екологічного моніторингу заповідних територій Поділля. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2014. Вип. 24.5. С. 63–74.
46. Мислива Т. М., Кот І. С. Важкі метали у водах малих річок і боліт Житомирського полісся. *Вісник Житомирського національного агроєкологічного університету*. Ж., 2011. № 2 (29) том 1. С. 58-67.
47. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. К.: Символ-Т, 1998. 28 с.
48. Милюкин М. В. Мониторинг органических загрязняющих веществ природных и питьевых вод. *Экологические аспекты современных технологий охраны водной среды* / [под ред. В.В. Гончарука]. К.: Наук. думка, 2005. Гл. 9. С. 306–321.
49. Никовская Г. Н., Калиниченко К. В., Легенчук А. В., Ульберг З. Р. Тяжелые металлы в иловом осадке после биохимической очистки муниципальных сточных вод. *Хим. технол. воды*. 2011. Т. 33, № 5. С. 559–568.
50. Никовская Г. Н., Калиниченко К. В. Биовыщелачивание тяжелых металлов из иловых осадков после биологической очистки муниципальных сточных вод. *Хим. технол. воды*. 2013. Т. 35, № 2. С. 140–150.

51. Осадчий В. І. Методологічні основи дослідження чинників та процесів формування хімічного складу поверхневих вод України : автореф. дис. ... д-ра геогр. наук: 11.00.07 Київ, 2008. 21 с.
52. Линник Р. П. Комбіновані спектроскопічні методи визначення співіснуючих форм ванадію, феруму, кобальту та купруму в природних водах: автореф. дис. ... канд. хім. наук. спец. 02.00.02 «Аналітична хімія». К.: нац. ун-т ім. Тараса Шевченка, 2004. 17 с.
53. Осокина Н. П., Шестопалов В. М., Онищенко И. П. Пестициды в минеральных водах Закарпатского региона и здоровье. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2002. № 1. С. 66–71.
54. План управління річковим басейном Південного Бугу: аналіз стану та першочергові заходи / за ред. С. Афанасьєва, А. Петерс, В. Сташука та ін. Київ: Вид-во ТОВ «НВП «Інтерсервіс», 2018. 188 с.
55. Поливач К. А. Інформаційно-довідковий атлас природно-заповідного фонду регіону. *Український географічний журнал*. 2016. № 1. С. 53–60.
56. Перепелиця О. П. Екохімія та ендоекологія елементів: довід. з екол. захисту. К.: Екохім, 2004. 735 с.
57. Незгод Л. М., Осаул Л. П., Скуйбіда О. Л. Моніторинг забруднення важкими металами водою Південного Сходу України. *Матер. наук.-практ. конф. «Вода та Довкілля» IV Міжнар. Водного Форуму «AQUA UKRAINE» 2008*, (м. Київ 07 – 10 жовт., 2008). К., 2008. С. 61–62.
58. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року: Закон України від 21.12.2010 р. № 2818–VI. URL: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/2818-17> (дата звернення: 11.04.2018).
59. Про природно-заповідний фонд України: Закон України від 16.06.1992 р. № 2456–XII. Дата оновлення: 18.12.2017. URL: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/2456-12/page3> (дата звернення: 11.04.2018).
60. Соловій І. П. Трактатування ключових термінів концепції послуг екосистем з огляду на еколого-економічні дослідження ландшафтів. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2011. Вип. 9. С. 174–178.
61. Трофимов В. А. Комплексная переработка осадков городских очистных сооружений. *Водоснабж. сан. техн.* 1991. № 7. С. 7– 8.

62. Терещук А. И. Исследование и переработка осадков сточных вод. Львів: Вища школа, 1988. 148 с.
63. Шевченко В. О., Бондаренко Е. Л. Науково-методичні основи створення регіонального екологічного атласу адміністративної області. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Серія: Географія*. 2005. № 51. С. 21–23.
64. Шерстюк Н. П., Хільчевський В. К. Особливості гідрохімічних процесів у техногенних та природних водних об'єктах: монографія. Дніпропетровськ: ТОВ «Акцент ПП», 2012. 263 с.
65. Царик Л. П. Гідроекологічна ситуація. *Еколого-географічний аналіз і оцінювання території: теорія та практика (на матеріалах Тернопільської області)*. Тернопіль: Навчальна книга Богдан, 2006. С. 78-85.
66. Хільчевський В. К., Кравчинський Р. Л., Чунарьов О. В. Гідрохімічний режим та якість води Інгульця в умовах техногенезу. К.: Ніка-Центр, 2012. 180 с.
67. Хенце М., Армоэс П., Арван Э. Очистка сточных вод. М.: Мир, 2006. 480 с.



## Розділ 7.

# ВИЗНАЧЕННЯ ДЖЕРЕЛ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ ЦЕНТРАЛЬНОЇ ЧАСТИНИ ПІВДЕННО- БУЗЬКОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОРИДОРУ

Державна політика в галузі екології базується на багатьох складових, серед яких, поряд з економічними і соціальними, значне місце займає система управління якістю навколишнього середовища, що забезпечує зниження антропогенного навантаження на природні об'єкти центральної частини Південно-Бузького екологічного коридору.

Одним з ключових елементів системи управління якістю навколишнього середовища є екоаналітичний контроль, основне завдання якого полягає в отриманні інформації про зміст і шляхи надходження забруднюючих речовин в природні середовища.

Розвиток промислового виробництва з неминучістю призводить до викиду в навколишнє середовище величезної кількості технологічних відходів. У зв'язку з цим особливого значення набуває проблема раціонального використання охорони природних ресурсів від промислових забруднювачів. У комплексі заходів, спрямованих на захист навколишнього середовища від невластивих для неї забруднюючих агентів великого значення набувають питання, пов'язані з контролем якості природного середовища в умовах постійного впливу на неї техногенних факторів.

Найважливішим об'єктом навколишнього середовища є гідросфера, забруднення якої в даний час набуває глобальних масштабів, тим самим представляючи серйозну загрозу для здоров'я населення в силу різноманіття і інтенсивності надходження у водні об'єкти різного роду забруднювачів. Зважаючи на складність зазначеної проблеми до її розв'язання потрібне комплексне вирішення багаторозгалужених питань, для здійснення яких потрібна участь усіх галузей економіки України, тобто всіх напрямів водоспоживання та водокористування. Ці питання вирішуються з урахуванням особливостей головних великих та малих річок в їх басейнах.

Ідею створення Всеєвропейської екологічної мережі (European Ecological Network або EKONET) як системи взаємно поєднаних, цінних з екологічної точки зору природних територій, запропоновано групою голландських дослідників у 1993 р. на Міжнародній конференції «Охорона природної спадщини Європи через створення Європейської екологічної мережі» (м. Маастріхт, Нідерланди). Офіційне формування екологічної мережі на території України розпочато після набуття чинності Закону України від 21 вересня 2000 р. «Про затвердження Загальнодержавної програми формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 рр.». Основним каркасом екомережі є існуюча мережа природно-заповідних територій та об'єктів, але система екологічної мережі доповнюється новими елементами: землями водного фонду, водноболотними угіддями, водоохоронними зонами, землями лісового фонду, полезахисними лісовими смугами та іншими захисними насадженнями, які невіднесені до земель лісового фонду, землями оздоровчого призначення з їх природними ресурсами тощо.

Вагомий внесок у розробку теоретичних і прикладних завдань розбудови національної екомережі на етапі сталого розвитку, розвитку заповідних територій у різні періоди внесли Т. Андрієнко, О. Божко, В. Брусака, В. Борейко, М. Голубець, А. Гудзевич, П. Гриник, В. Гриневецький, М. Гродзинський, В. Давидюк, Я. Дідух, А. Данилюк, О. Деркач, Г. Денисик, Ю. Зінько, І. Ковальчук, Я. Кравчук, В. Костюшин, О. Кагало, О. Маринич, Г. Марушевський, В. Мельничук, Я. Мовчан, Є. Мішенін, Л. Патрушева, В. Пашенко, С. Попович, Н. Реймерс, Л. Руденко, С. Совгіра, С. Стойко, Н. Стеценко, С. Таращук, П. Царик, А. Черемнова, В. Шевченко, В. Шевчук та інші.

Серед природних чинників формування хімічного складу водних ресурсів прийнято виділяти прямі, тобто ті, що безпосередньо впливають на зміну їхнього компонентного складу, й опосередковані, дія яких проявляється через формування певних умов взаємодії речовин. До перших належать гірські породи, ґрунти, живі організми, до других – клімат, рельєф, гідрологічний режим, рослинність, гідрогеологічні умови тощо. Реалізація зазначених взаємодій відбувається шляхом перебігу низки процесів, внаслідок чого

змінюється хімічний склад води. Більшість річкових і озерних систем активно використовуються у господарській діяльності, води виступають як джерела водозабезпечення і приймальники промислових, комунальних і сільськогосподарських стічних вод. Серед них майже половину всієї забраної води використовується в промисловості. Інша половина забраної води приблизно порівну витрачається на комунально-побутові потреби населення та сільське господарство, а їхні стічні води спричиняють забруднення водних об'єктів. Більшість сільських населених пунктів не забезпечена очисними спорудами, в багатьох місцях вони працюють неефективно. Таким чином, актуальність нашої проблеми визначається необхідністю визначення джерел хімічного забруднення водних ресурсів центральної частини Південно-Бузького екологічного коридору.

З розвитком матеріально-технічної бази суспільства вода набула важливого значення як елемент різних технічних систем в промисловості, сільськогосподарському виробництві, в транспортному комплексі та інших сферах діяльності людей.

Загальна класифікація води наведена на рис. 1. Основними джерелами водопостачання досі є природні води (поверхневі, підземні, морські, атмосферні), які класифікуються: за ступенем мінералізації (табл. 1.); за складом розчинених домішок (ця класифікація представлена на рис. 1. та 2). В її основу покладено два принципи: наявність переважаючих йонів (3 класу, 3 групи) і співвідношення між ними (4 типи) [8]; за розміром і фізико-хімічним станом домішки природних вод, незалежно від їх походження, можна об'єднати в групи за розміром і фізико-хімічним станом. Відповідно до класифікації, домішки природного і антропогенного походження підрозділяються на 4 групи. Перші дві групи відносяться до гетерогенних, інші дві – до гомогенних (табл. 2.).

Зважені домішки ділять на органічні, ПАР, мінеральні та ін. [12].

Таблиця 1

## Класифікація природних вод

Категорія вод	Мінералізація, г/дм <sup>3</sup>
Ультрапрісні	<0,2
Прісні	0,2-0,5
Води з відносно завищеною мінералізацією	0,5-1,0
Солоноваті	1,0-3,0
Солоні	3-10
Води з підвищеною солоністю	10-35
Росоли	>35

У результаті різних видів водокористування із застосуванням гідротехнічних споруд утворюються стічні води (води, де забруднення змінює їх первісний хімічний склад або фізичні властивості). За ступенем забруднення стічні води діляться на умовно чисті і забруднені. Умовно чисті води використовуються в системах оборотного водопостачання. Забруднені стічні води після їх очищення або без такої скидаються в природні поверхневі водні об'єкти, підземні горизонти тощо. На водне середовище впливають різні фактори (атмосферні опади, ґрунту, промислові, сільськогосподарські, господарсько-побутові стічні води, породи, підземні води, клімат, рельєф, рослинність, водний режим та ін.

Таблиця 2

## Класифікація домішок природних вод за їх фізико-хімічним станом

Система	Група	Розмір частинок, см	Коротка характеристика домішок
Гетерогенна	I - суспензії	$>10^{-5}$	Суспензії та емульсії, що обумовлюють каламутність води, а також мікроорганізми, що утворюють планктон
	II – колоїдні розчини розчини	$10^{-5}-10^{-6}$	Колоїди і високомолекулярні гумінові сполуки, що обумовлюють кольоровість і окислюваність води, а також віруси
Гомогенна	III – молекулярні розчини	$10^{-6}-10^{-7}$	Гази, розчинені у воді органічні речовини, іноді додають їй запахи і присмаки
	IV – йонні розчини	$<10^{-7}$	Солі, основи, кислоти, які надають воді мінералізованість, жорсткість, лужність або кислотність

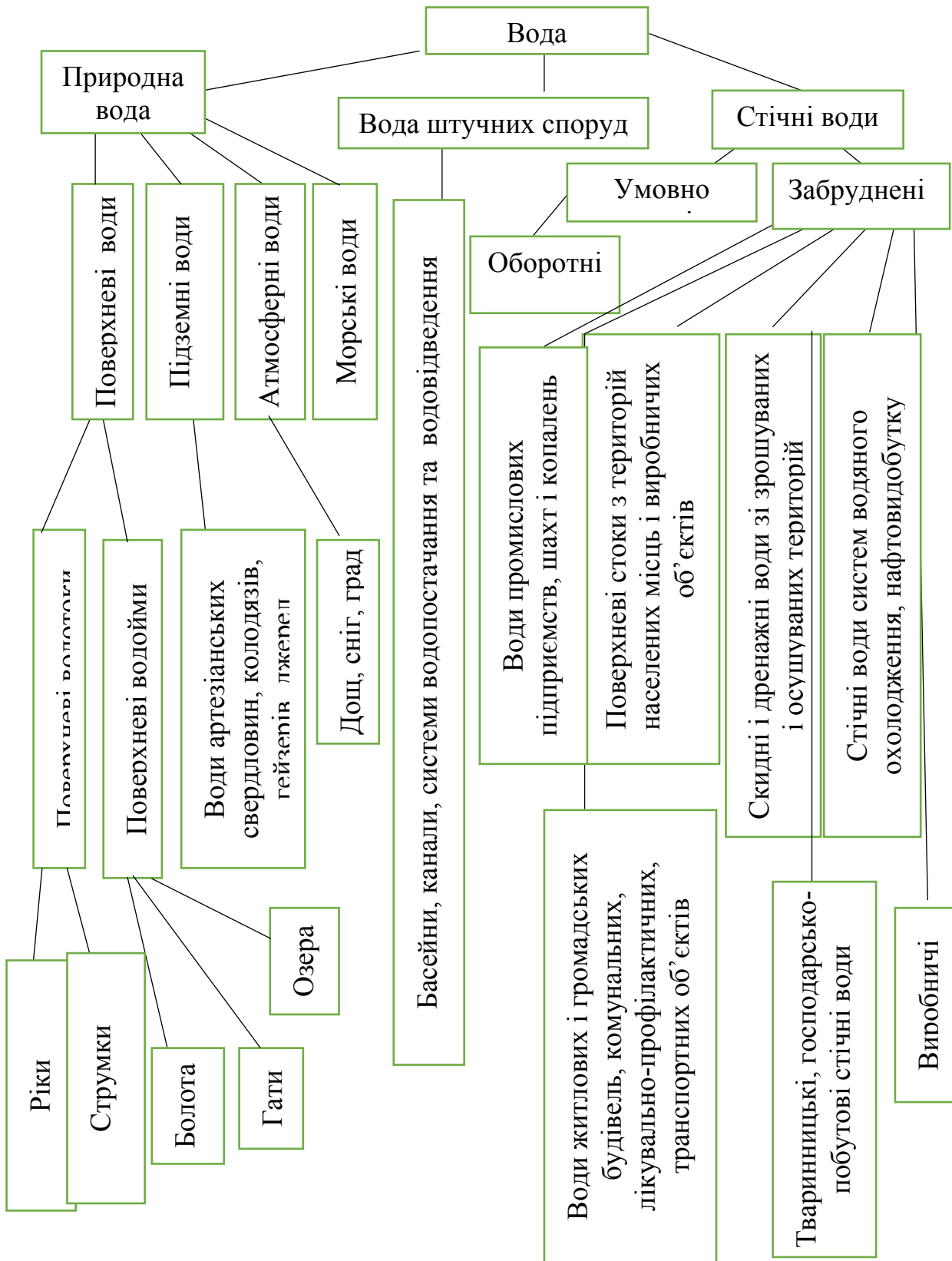
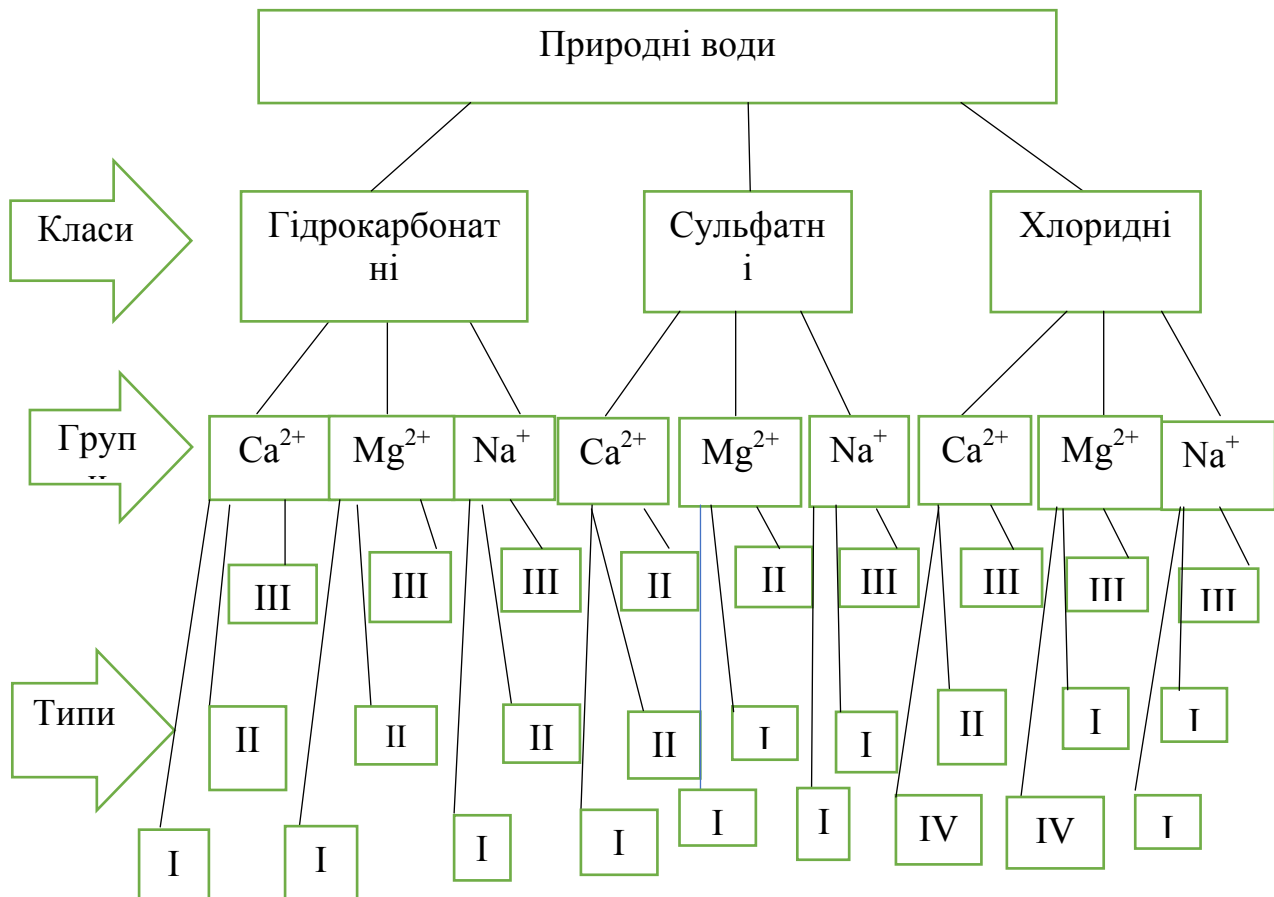


Рис. 1. Загальна класифікація води



I тип:  $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$   
 II тип:  $\text{HCO}_3^- < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} < \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$   
 III тип:  $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$   
 IV тип:  $\text{HCO}_3^- = 0$

Рис. 2. Класифікація природних вод за хімічним складом

Джерела забруднення вод можна розділити на чотири групи [5]:

1. Природні джерела, які визначаються двома групами факторів. Склад гірських порід, живі організми і господарська діяльність людини є прямими чинниками, що безпосередньо впливають на воду. Введення ряду речовин може збагачувати воду розчиненими сполуками або, навпаки, виділяти їх з води. Іншу групу складають непрямі фактори, що визначають умови, в яких протікає взаємодія речовин з водою: клімат, рельєф, гідрологічний режим, рослинність, гідрогеологічні та гідродинамічні умови тощо.

2. Пов'язані з водопідготовкою. Наявність різних хімічних реагентів (флокулянтів, кислот, лугів, коагулянтів та ін.), які залишаються у воді у вигляді колоїдних і розчинених домішок. При транспортуванні води продукти корозії трубопроводів надходять в

воду, а також не виключене підсмоктування з ґрунту бактерій та інших природних забруднень в місцях з'єднань трубопроводів.

3. Пов'язані з зберіганням води. У цистернах і сховищах води відбуваються процеси часткового руйнування антикорозійного покриття, корозії оголила металу, а також життєдіяльності організмів.

4. Пов'язані з використанням води в виробничих процесах і в побуті. Має місце наявність практично всіх відомих забруднень (табл. 1). Характерні домішки виробничих стічних вод деяких галузей промисловості представлені в табл. 4.

Вода – найбільш поширена неорганічна сполука, «найбільш важливий мінерал» на Землі. Водні ресурси поруч з атмосферними та космічними ресурсами належать до невичерпних природних ресурсів. Вони невичерпні як фізичне тіло. Проте такі ресурси як вода та повітря суттєво піддаються значним змінам в процесі техногенезу, а при значному забрудненні можливе вичерпання цих ресурсів.

Розрізняють три стадії забруднення природних вод.

Початкова стадія. Концентрація поллютантів (забруднювачів) у воді вища за фонову, але менша за ГДК (гранично допустимої концентрації). Властивості води в межах норми. Зміни, що спостерігаються, не є перепорою для використання води для господарсько-питних потреб, але вказують на наявність джерела забруднення.

Небезпечна стадія. Концентрація поллютантів досягає ГДК або трохи перевищує її. Площа забрудненої ділянки (для підземних вод) становить 0,02-0,5 км<sup>2</sup>.

Дуже небезпечна стадія. Вміст поллютантів значно (на порядок) перевищує ГДК. Площа забрудненої ділянки (для підземних вод) становить 0,5-1,0 км<sup>2</sup> і більше.

Забруднення – привнесення або утворення у середовищі звичайно нехарактерних для нього фізичних, хімічних чи біологічних агентів, результатом чого є перевищення в досліджуваній період часу природного середньобагаторічного рівня (у межах його граничних коливань) агентів у середовищі, що нерідко призводить до негативних наслідків.

До основних видів забруднення поверхневих та підземних вод належать: хімічне, бактеріальне, теплове і радіоактивне.

Хімічне забруднення – це потрапляння до води різних хімічних речовин, відходів різних виробництв: нафтохімічних, целюлозно-паперових, а також комунально-побутових стоків, відходів тваринницьких ферм. Проявляється у збільшенні загальної мінералізації й концентрації макро- та мікро- компонентів, появі у водах невластивих їм мінеральних сполук. Часто супроводжується появою запаху, забарвлення та підвищення температури.

Хімічне забруднення – проявляється появою у воді невластивих їй мінеральних сполук (нафтопродуктів, пестицидів, токсичних речовин, поверхнево-активних речовин). Часто супроводжується появою запаху, забарвлення та підвищення температури. Посилення шкідливої дії відбувається за рахунок кумулятивного ефекту.

Біологічне забруднення – це потрапляння у водойми разом зі стічними водами різних хвороботворних мікроорганізмів, спорів грибів, хробаків. Основними джерелами біологічних забруднень є комунально-побутові стічні води підприємств: цукрових заводів, м'ясо- і деревообробної промисловості. Полягає в появі у воді патогенних організмів, зокрема бактерій групи кишкової палички. Бактерії живуть від 30 до 400 діб, тому таке забруднення локалізується на порівняно невеликій ділянці і є тимчасовим.

Теплове забруднення – відбувається внаслідок спускання у водойми підігрітих вод від ТЕС, АЕС та інших енергетичних об'єктів. Тепла вода змінює термічний і біологічний режим водойм і шкідливо впливає на їхніх мешканців. Як показали дослідження гідробіологів, вода, нагріта до температури 20–30°C, діє на риби та інших мешканців водойм пригнічуючи, а якщо температура води піднімається до 36°C, риба гине. Найбільшу кількість теплої води скидають у водойми атомні електростанції. Забруднення виявляється у підвищенні температури води. Його супроводжує зміна хімічного та газового складу води, зменшення кількості кисню, «цвітіння» води, збільшення вмісту в ній мікроорганізмів.

Радіоактивне забруднення. Пов'язане з підвищенням у воді вмісту радіоактивних речовин. Через те, що час напіврозпаду різних радіонуклідів триває від кількох годин до тисяч років, радіоактивне забруднення води є дуже стійким і може зберігатися тривалий час.



Багато радіонуклідів сорбується гірськими породами і тому локалізуються. У відкритих водоймах вони осідають на дно.

Фізичне забруднення – пісок, мул, глина – наслідки ерозії, пил, радіоактивні домішки, частиною золи від ТЕС.

Органічне – нафта та її сполуки, відходи тваринництва.

Поверхнєве – активні речовини – миючі засоби, пестициди.

Найбільшими забрудниками поверхневих і підземних вод є: електроенергетика – 43 %; комунальне господарство – 19,5 %; господарство – 16,6 %; чорна металургія – 9 %; хімія і нафтохімія – 3 %; інші – 8,9%.

В. Гончарук виділяє такі найнебезпечніші типи забруднень, що надходять у навколишнє середовище I. Хімічні забруднення, які розподіляються на два основні види: неорганічні сполуки (іони металів, зокрема важких, солі, токсичні й біологічно активні речовини та ін.) органічні сполуки (нафтопродукти, феноли, пестициди, поверхнєво активні речовини, хлорорганічні сполуки, ксенобіотики та ін. сполуки); II. Бактеріальні й вірусні забруднення; III. Радіоактивні речовини природного й антропогенного походження та ізотопи елементів; VI. Мутагенні сполуки органічного та неорганічного походження; V. Мікозні забруднення; VI. Гормональні препарати [9].

Потужним джерелом хімічного (як неорганічного, так і органічного) забруднення гідросфери є промислові підприємства. Рідкі неочищені або погано очищені промислові стоки підприємств забруднюють поверхнєві, а відтак і підземні води. Крім того, газопилові викиди промислових підприємств та ТЕС в атмосферу забруднюють дощову воду або осідають на рослинно-грунтовому покриві й також стають причиною забруднення поверхневих та підземних вод. Забруднюються і води, що фільтруються крізь товщу промислових відходів. Щорічно при спалюванні вуглецевого палива в атмосферу надходить до 150 млн. т оксиду сірки (IV). Сполучаючись з водою атмосфери, ця сполука утворює сірчану кислоту і зумовлює появу кислотних дощів, які не лише згубно впливають на наземну рослинність, а й суттєво погіршують стан водоймищ та водотоків [1, с. 95].

При рН = 7,0 зменшується вміст кальцію у воді, гинуть ікринки окремих земноводних; при рН = 6,0 – гинуть молюски, прісноводні креветки, ікра всіх земноводних; при рН = 6,0-5,5 з донних відкладів починається вилуговування отруйних металів: алюмінію, ртуті, свинцю, кадмію, олова, берилію, нікелю тощо і внаслідок цього швидко зменшуються видовий склад та кількість водних організмів. Коли рН досягає 4,5, в озері чи річці не залишається нічого живого, крім анаеробних бактерій, які виділяють вуглекислий газ, метан та сірководень [3, с. 108].

Інтенсивно забруднюються поверхневі та підземні води при розвідці та збагачуванні корисних копалин. Свердловини та гірничі виробки нерідко порушують суцільність водотривких шарів і внаслідок цього – ізольованість водоносних горизонтів. Шахтні, рудничні води й супутні води нафтових та газових родовищ часто мають підвищену мінералізацію і містять великі кількості поллютантів. Скидання таких вод призводить до забруднення поверхневих, підгрунтових та близьких до поверхні міжпластових вод. Крім того, в свердловинах може відбуватися перетікання мінералізованих вод і нафти в горизонти з чистою питною водою. При розробці уранових родовищ крім хімічного відбувається радіоактивне забруднення навколишніх поверхневих та підземних вод. Джерелами радіоактивного забруднення води виступають також атомні електростанції, небезпечний вплив яких різко зростає при аваріях.

У місцях видобутку та збагачення корисних копалин часто накопичуються потужні відвали гірських порід, збагачених піднятими з глибин Землі і шкідливими для живих організмів хімічними елементами та сполуками, які згодом розмиваються атмосферними опадами і потрапляють у поверхневі, а згодом і у приповерхневі підземні води. Особливо небезпечними для людини є важкі метали.

До головних джерел хімічного та бактеріологічного забруднення гідросфери належить також сучасне сільське господарство, в якому широкомасштабно застосовуються отрутохімікати (пестициди) для боротьби з шкідниками та мінеральні добрива. Особливо небезпечною виявляється хімізація сільського господарства при

порушеннях технологічних норм зберігання та застосування хімічних речовин. Найбільш поширеними групами пестицидів є гербіциди, що застосовуються для боротьби з бур'янами, інсектициди – препарати для знищення шкідливих комах у сільськогосподарських культурах та фунгіциди – засоби проти грибних захворювань рослин. Ще більше поступає в ґрунт мінеральних добрив. При розмиванні дощовими водами шкідливі хімічні речовини інфільтруються у ґрунт і підґрунтя, забруднюють підґрунтові води, змиваються у поверхневі водоймища та водотоки. Деякі пестициди дуже стійкі і зберігаються у ґрунті понад 10 років [2, с. 314].

Забруднення отрутохімікатами та мінеральними добривами поверхневих вод відбувається кількома шляхами. Вони потрапляють у воду при змиві з рослинно-ґрунтового покриву, при обприскуванні та обпиленні ланів отрутохімікатами та при надходженні у водоймища забруднених підґрунтових вод. Забруднення вод добривами та пестицидами особливо небезпечне своєю повсюдністю. Забруднення води пестицидами понад гранично допустимі норми особливо поширене в районах з постійним застосуванням зрошування.

Крім хімічного неорганічного забруднення природних вод, сільське господарство сприяє їхньому органічному та бактеріальному забрудненню. Збагачені органікою та хвороботворними бактеріями тваринницькі стоки безперешкодно потрапляють у поверхневі та підземні води. Евтрофікація водоймищ, коли збільшення у водоймищах біогенних речовин, зокрема тих, що містять багато азоту і фосфору, порушує в них нормальний біологічний кругообіг, викликає загнивання їх, зменшення вмісту кисню і зрештою – загибель водних організмів. Бактеріальне забруднення поверхневих та підземних вод спричинює спалахи епідемії важких інфекційних хвороб [4, с. 186].

Не менш небезпечними є побутові комунальні стоки, які в недостатньо очищеному або й зовсім неочищеному стані поступають з населених пунктів у річки, озера, моря та на поля фільтрації. Крім різноманітних хімічних шкідливих речовин ці стоки містять збудників різноманітних інфекційних захворювань, таких як паратиф, дизентерія, вірусний гепатит, туляремія тощо.

Останнім часом у побутові стоки все більше потрапляє дуже шкідливих синтетичних мийних речовин. Навіть незначна кількість їхніх домішок викликає неприємний смак і запах води, а утворення піни на поверхні відкритих водоймищ утруднює доступ атмосферного кисню і веде до замору і загибелі водяних організмів.

Одним із суттєвих джерел забруднення гідросфери є водний (й частково наземний) транспорт. Особливо великої шкоди завдають їй танкери, що доставляють нафту водним шляхом у різні пункти земної кулі. При аваріях, ремонтах та очистці їх величезна кількість нафтопродуктів потрапляє у воду морів та океанів, викликаючи справжні екологічні катастрофи й масову загибель морських мешканців. Крім того, у воду в значних кількостях потрапляє бензин, гас, мазут, мастильні речовини і різне сміття з кораблів та моторних човнів із Світового океану, стан забрудненості якого погіршується з кожним роком.

Забруднення води викликане в основному хімічними речовинами, бактеріями, а також іншими мікроорганізмами, які містяться в природних водах в надто великій кількості. Хімічні, органічні й неорганічні (мінеральні) речовини зустрічаються у воді у вигляді розчинів, колоїдних розчинів та зависів. Хімічний склад забруднюючих речовин визначається природними чинниками, наприклад, розкладанням речовин у ґрунті та гірських породах, розвитком й загибеллю водних організмів, а також антропогенними факторами.

Антропогенні забруднювачі поверхневих вод включають пестициди, поверхнево-активні речовини, нафтові вуглеводні, феноли, похідні біфенілу хлору й важкі метали: свинець (Pb), мідь (Cu), хром (Cr), кадмій (Cd), ртуть (Hg) та цинк (Zn), а також нагріту воду (теплове забруднення), які особливо небезпечні для поверхневих вод з повільною течією або стоячою водою. Майже всі антропогенні забруднювачі води токсичні для водних організмів.

Більшість забруднюючих речовин потрапляють у воду разом зі стічними водами. Інші джерела забруднення води – водний та наземний транспорт, використання пестицидів й добрив, а також комунальні та промислові відходи. Водні ресурси також забруднюються в результаті евтрофікації. Водний цикл у природі

порушується через знищення лісів, монокультуру сільського господарства, неправильного й надмірного землеробства, урбанізації.

Крім методів оцінки забруднення води, основаних на фізико-хімічних показниках, для оцінки ступеня забруднення води використовуються методи тестування її біологічного стану. Найбільш поширеним методом є сапробна система, що використовує результати гідробіологічного аналізу води.

Велику небезпеку для річок становить сплав лісу розсипом, особливо заздалегідь обробленого сильнодіючими отрутохімікатами, що застосовуються в лісовій промисловості для обробки необкорованої деревини. Вода стає непридатною для споживання і життя у ній. Крім того, при сплаві розсипом багато деревини тоне і загниває на дні, що також призводить до пригнічення життєдіяльності і вимирання водяних організмів.

Найважливішим наслідком забруднення води є те, що, потрапляючи у водойми, забруднювальні речовини спричинюють зниження її якості.

Якість води – це сукупність фізичних, хімічних, біологічних та бактеріологічних показників, які обумовлюють придатність води для використання у промисловому виробництві, побуті тощо. Це виявляється у зміні її фізичних властивостей (прозорості, запаху, присмаку) та хімічного складу (кислотності, кількості органічних та мінеральних домішок, вмісту отруйних речовин тощо), у зменшенні вмісту у воді кисню, зміні кількості і видового складу мікроорганізмів, появі хвороботворних бактерій.

Отже, забруднення природних вод може призвести до того, що вони стають непридатними для пиття, купання, а інколи і для технічних потреб. Як правило, забруднена вода непридатна і для використання у промисловості, оскільки порушує нормальний хід технологічного процесу, знижує якість продукції.





Водні ресурси являють собою стратегічний, життєво важливий природний ресурс, що має особливе значення. Вони є національним багатством кожної країни, однією з природних основ її економічного розвитку. Вони забезпечують усі сфери життя і господарської діяльності людини, визначають можливості розвитку промисловості й сільського господарства, розміщення населених пунктів, організації відпочинку й оздоровлення людей.

Екологічний стан України в цілому, і Вінницької області в тому числі, на сьогодні досить складний у зв'язку із зростаючим антропогенним навантаженням. Згідно з законом України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» громадяни мають право на безпечну для здоров'я та життя питну воду. Проте на сьогоднішній день в Україні недостатньо води гарантованої якості. У таблиці 5 виділено найбільш вагомі екологічні проблеми стосовно стану водних ресурсів теми дослідження. Водні ресурси Південно-Бузького басейну забруднені в основному органічними сполуками. На території Хмельницької, Вінницької, Одеської та Кіровоградської областей води басейну Південного Бугу більш забруднені органічними сполуками, ніж у Миколаївській області. Підвищений вміст органічних сполук є наслідком впливу забруднюючих речовин, які потрапляють у водні об'єкти зі стічними водами підприємств та впливу органічних сполук природного походження, що надходять у поверхневі води з торфовищ та боліт.

Таблиця 5

Найбільш актуальні екологічні проблеми водних ресурсів району річкового басейну Південного Бугу

Обґрунтування проблеми	Причина виникнення
Кризове зменшення самовідтворювальних можливостей річок та виснаження ресурсного потенціалу	Надмірне антропогенне навантаження на водні об'єкти внаслідок екстенсивного способу ведення водного господарства
Значне забруднення водних об'єктів	Неупорядковане відведення стічних вод від населених пунктів, господарських об'єктів і сільськогосподарських угідь
Погіршення якості питної води	Незадовільний екологічний стан джерел питного водопостачання
Недостатність економічного механізму використання і реалізації водоохоронних заходів	Відсутність автоматизованої постійно діючої мережі моніторингу в системі водокористування



Сучасний стан навколишнього природного середовища у Вінницькій області можна охарактеризувати, як відносно стабільний. Основні екологічні проблеми області: збереження водноресурсних систем, як унікальних складових природного середовища; запровадження водозберігаючих форм розвитку економіки області; зменшення скидів забруднюючих речовин у водойми; винесення в природу пожехохисних смуг; організація об'єктивного моніторингу стану поверхневих водойм області; підвищення рівня первинного обліку водокористування підприємствами області, забезпечення об'єктивності даних держстатзвітності; підвищення розмірів зборів за спецводокористування та забруднення водних ресурсів.

Стан забруднення поверхневих вод в області став менш залежним від виробничої діяльності підприємств харчової і переробної промисловості, однак помітно зросла частка у забрудненні водойм від підприємств житловокомунального господарства. Бактеріальне та органічне забруднення поверхневих вод спричинює незадовільний технічний стан мереж каналізації, зношеність обладнання на існуючих очисних спорудах та повна відсутність очисних споруд каналізації в ряді крупних населених пунктів. Підприємства комунального господарства скидають у водні об'єкти понад 90% забруднених зворотних вод.

Питання дефіциту водних ресурсів тісно пов'язане з проблемою якості питної води. В Україні по обом пунктам ситуація склалась катастрофічна. На жаль, екологічний стан більшості басейнів українських річок, із яких, в основному, і забезпечується водопостачання населення, не можна назвати задовільним. У деяких містах та окремих регіонах відхилення від норми становить 70-80%. Навіть підземні води далеко не скрізь відповідають вимогам, які висуваються до питної води. В результаті неякісну воду для питних потреб використовує значна частина населення. Проблема екологічної безпеки водних об'єктів актуальна для всіх водозбірних басейнів України. Викиди забруднюючих речовин переважної більшості підприємств комунального господарства та промисловості суттєво перевищують гранично допустимий рівень. Як наслідок – забруднення водних ресурсів і порушення норм

якості води. Сьогодні п'ята частина насосних станцій, половина насосних агрегатів та чверть очисних споруд водопровідної мережі відпрацювали нормативний термін експлуатації. Третина водопровідних та каналізаційних мереж перебуває в аварійному стані. На створах спостереження у басейні Південного Бугу державним моніторингом здійснюється вимірювання понад 40 показників якості води. Серед тих показників є амоній сольовий, АПАР (аніонні поверхнево-активні речовини), жорсткість, завислі речовини, залізо, магній, нітрат-іони. Джерелами надходження амонію сольового у поверхневі води пов'язано є скиди стічних вод тваринницьких ферм, скиди побутових стічних вод, стічних вод харчової лісохімічної та хімічної промисловості, поверхневий стік з сільськогосподарських угідь, в яких містяться амонійні добрива. Присутність амонію сольового пов'язана з процесами біохімічної деградації білків, дезамінування амінокислот, розкладу сечовини під дією уреаз. Токсичність амонію збільшується з підвищенням рН. ПАР – це неорганічні та органічні речовини, що здатні утворювати піну на поверхні води. До цих речовин відносять миючі, зволожуючі, емульгуючі, дезінфікуючі та інші препарати. ПАР надходять у поверхневі води зі скидами побутовими стічних вод, скидами стічних вод нафтової та текстильної промисловості. Наявність ПАР у воді призводить до інтенсивного розвитку мікрофлори. Найбільші концентрації ПАР спостерігаються під час весняного водопілля та літньо-осінніх паводків. Це пов'язано зі змивом їх з прилеглих територій та деякою мірою з температурою.

Нітрати потрапляють у поверхневі води за рахунок внутрішньоводоймових процесів нітрифікації амонійних іонів під дією нітрифікуючих бактерій, з атмосферними опадами, скидами промислових і побутових стічних вод, стоком з сільськогосподарських угідь, в яких містяться азотні добрива. Пониження концентрацій нітратів пов'язане зі споживанням їх фітопланктоном і денітрифікуючими бактеріями. Частково нітрати поглинаються водними рослинами. Нітрати у поверхневих водах знаходяться в розчинній формі. Концентрація нітратів піддається сезонним коливанням: мінімальна – у вегетаційний період, максимальна – восени, коли проходить розклад органічних речовин

і перехід азоту з органічних форм у мінеральні. Амплітуда сезонних коливань вмісту нітратів може свідчити показником евтрофікації водного об'єкту.

Про якість річкової води можна отримати лише тоді, коли зробити її хімічний аналіз. Але про стан водних ресурсів можна судити і за їх зовнішнім виглядом, за фізичними характеристиками.

Сприятливі органолептичні властивості водних ресурсів Південно-Бузького екологічного коридору визначаються сукупністю значень, що регламентуються органолептичними показниками якості та фізико-хімічними характеристиками води (за вмістом у воді компонентів, які впливають на органолептичні показники).

Органолептичні властивості води поділяють на 2 підгрупи:

1) фізико-органолептичні – сукупність органолептичних ознак, що сприймаються органами чуття і оцінюються за інтенсивністю сприйняття;

2) хіміко-органолептичні – вміст певних хімічних речовин, здатних подразнювати рецептори відповідних аналізаторів і викликати ті чи інші відчуття (Zinchuk, 2000; Caballero, 2016; Kukurudza, 1994).

Запах – це здатність наявних у воді хімічних речовин випаровуватись і, створюючи відчутний тиск пари над поверхнею води, подразнювати рецептори слизових оболонок носа і синусних пазух, чим спричиняти відповідне відчуття. Розрізняють: природні (ароматичний, болотяний, гнильний, рибний, трав'яний та ін.), специфічні (аптечний) і невизначені запахи.

Смак і присмак – здатність наявних у воді хімічних речовин після взаємодії зі слиною подразнювати смакові рецептори, розташовані на поверхні язика, і зумовлювати відповідне відчуття.

Розрізняють солоний, гіркий, кислий і солодкий смаки. Решта – присмаки: лужний, болотний, нафтопродуктів, металічний та ін. Неприємні запахи, смаки і присмаки води обмежують її споживання і примушують шукати інші джерела, які можуть виявитися небезпечними в епідемічному і хімічному відношенні. Запах води підземних джерел може бути зумовлений сірководнем,

колодязів – деревом зрубу. Ці речовини можуть бути біологічно активними, небайдужими для здоров'я, мати алергенні властивості, є показниками ефективності очищення води на водопровідних станціях (Fedorenko, 2002; Fomenko, 2007; Fomin, 2004).

Кольоровість – природна властивість води, зумовлена гуміновими речовинами, які вимиваються з ґрунту під час формування поверхневих та підземних водойм і надають воді жовто-коричневого забарвлення. Кольоровість вимірюють у градусах за допомогою спектрофотометрів та фотоколориметрів шляхом порівняння із забарвленням розчинів хромово-кобальтової чи платиново-кобальтової шкали (Nabyvanets', 2007). Каламутність – природна властивість води, зумовлена вмістом завислих речовин органічного і неорганічного походження (глини, мулу, органічних колоїдів, планктону та ін.). Каламутність вимірюють нефелометрами, спектрофотометрами та фотоколориметрами за імітуючою каоліновою шкалою, яка є набором суспензій білої глини каоліну у дистильованій воді. Каламутність води вимірюють у мг/л шляхом порівняння її оптичної щільності зі щільністю стандартних суспензій каоліну, згідно з ДСанПіН 383 – у нефелометричних одиницях каламутності (НОК) (Nabyvanets', 1986).

Протилежна характеристика води – прозорість – здатність пропускати світлові промені. Прозорість вимірюють за методом Снеллена: воду наливають у циліндр з плоским дном, на відстані 4 см від дна розміщують стандартний шрифт з літерами заввишки 4 мм, завтовшки – 0,5 мм, воду з циліндра зливають доти, поки через її стовпчик можна буде прочитати літери. Висота цього стовпчика у сантиметрах і характеризує прозорість води (Nabyvanets', 1986, Nakorchevs'ka, 2003).

Водневий показник (рН) – природна властивість води, зумовлена наявністю вільних іонів Гідрогену. Вода більшості поверхневих водойм має рН у межах від 6,5 до 8,5. рН підземних вод коливається в діапазоні від 6 до 9. Кислими (рН < 7) є болотяні води, багаті на гумінові речовини. Лужними (рН > 7) – підземні води, що містять багато гідрокарбонатів (Nabyvanets', 1986).

Так, при рН =7,0 зменшується вміст кальцію у воді, гинуть окремі земноводні; при рН = 6,0 – гинуть молюски, прісноводні креветки, ікра всіх земноводних; при рН =6,0-5,5 з донних відкладів починається вилуговування отруйних металів: алюмінію, ртуті, свинцю, кадмію, олова, берилію, нікелю тощо і внаслідок цього швидко зменшуються видовий склад та кількість водних організмів. Коли рН досягає 4,5, в озері чи річці не залишається нічого живого, крім анаеробних бактерій, які виділяють вуглекислий газ, метан та сірководень.

Для водного середовища становить небезпеку неорганічні кислоти й основи, що обумовлюють широкий діапазон рН промислових стоків (1,0–11,0) і здатні змінювати рН водного середовища до значень 5,0 або вище 8,0, тоді як риба в прісній і морській воді може існувати тільки в інтервалі рН 5,0–8,5 [2].

Твердість загальна – природна властивість води, зумовлена наявністю солей твердості, а саме: кальцію і магнію (сульфатів, хлоридів, карбонатів, гідрокарбонатів та ін.).

Розрізняють загальну, тимчасову та постійну й карбонатну твердість. Тимчасова, або гідрокарбонатна, твердість зумовлена гідрокарбонатами  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$ , які під час кип'ятіння води перетворюються на нерозчинні карбонати та випадають в осад. Постійною називають твердість, яка залишається після години кип'ятіння води і зумовлена наявністю хлоридів і сульфатів  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$ , які не випадають в осад. Загальну твердість води виражають у мгекв/л. Воду із загальною твердістю до 3,5 мг-екв/л ( $10^\circ$ ) вважають м'якою, від 3,5 до 7 мг-екв/л ( $10\text{--}20^\circ$ ) – помірно твердою, від 7 до 10 мг-екв/л ( $20\text{--}28^\circ$ ) – твердою і понад 10 мг-екв/л ( $28^\circ$ ) – дуже твердою. Вміст солей твердості понад 7 мг-екв/л надає воді гіркового смаку. У районах зі спекотливим кліматом користування водою з високою твердістю призводить до перебігу сечокам'яної хвороби (Nakorchevs'ka, 2003). Солі впливають на органолептичні ознаки води – надають їй солоного (хлориди) чи гіркового (сульфати) смаку. Хлориди, котрі надходять у водойми зі стічними водами промислових підприємств, наприклад металургійних, не мають нічого спільного з одночасним органічним та бактеріальним забрудненням (Petrovs'ka, 2005).

Під час застосування хімічних методів аналізу води велике значення відводять правильному відбору проб води. Існують загальні вимоги до відбору проб: проба повинна відображати умови, місце та мету її відбору; відбір, зберігання та доставка проб до лабораторії повинні забезпечувати незмінність у вмісті відповідних хімічних компонентів; об'єм проби повинен бути достатнім для наступного її аналізу. Місце для відбору проб вибирають відповідно до мети аналізу на основі вивчення місцевості. Визначаючи місце відбору проб води для хімічного аналізу, особливо ретельно потрібно обстежити притоки річки та джерела їх забруднень, що розташовані вище від місця відбору проби (Войагун, 2001).

У результаті інтенсивного використання водних ресурсів в Центральному Побужжі відбуваються значні зміни в гідросфері. Зараз спостерігається ситуація значних труднощів щодо забезпечення природними ресурсами, зокрема прісною водою, внаслідок якісного та кількісного виснаження природних водоймищ, що пов'язано з забрудненням та нераціональним використанням води. Забруднення води в основному відбувається внаслідок скиду до неї промислових, побутових та сільськогосподарських відходів. В деяких водоймах забруднення води досить велике, що відбулася повна їх деградація як джерел водопостачання.

Практично на всій довжині р. Південний Буг виявлена підвищена концентрація нітратів та пестицидів у воді (дослідження під час експедицій 14.09.2018 р. та 21.09.2020 р.). Особливо загрозна ситуація склалася у гирлі самої річки біля в районі м. Вінниці, Гайсина, села Степашки. В названих місцях вміст нітратів доходить до  $69,6 \text{ мг/дм}^3$  існує реальна загроза забруднення і інших місць річки та її басейну в цілому.

Протягом трьох кілометрів, від витoku, вода в річці темного кольору з іржею, що свідчить про наявність в басейні боліт.

Було проведено забруднення окремих ділянок водного середовища.

Визначали ступінь забрудненості р. Південний Буг за основними показниками якості води: твердістю, загальним вмістом

солей, прозорістю, водневим показником рН, концентрацією шкідливих речовин.

Вода вважається твердою, містить значну кількість розчинних солей кальцію і магнію. У зв'язку з тим, що на досліджуваній місцевості немає залягання вапнистих гірських порід, то вода не містить кислих солей – гідрокарбонатів, отже вода має не карбонатну (постійну) твердість, яка обумовлюється наявністю у воді сульфатів, хлоридів, нітратів кальцію і магнію.

Нашим дослідженням було встановлено, що водневий показник (рН) обумовлений наявністю вільних йонів водню, в природних водах величина досить стабільна і змінюється в незначних межах [5]. Дослідженням встановлено, що в річковій воді Південного Бугу (проби були взяті у м. Вінниці, с. Степашки) зазначений показник не перевищував граничнодопустимі концентрації і змінювався від 7,35 до 8,63 одиниць.

Кисень ( $O_2$ ), у поверхневих природних водах річки Південний Буг задовільний, розчинений кисень знаходиться у межах 2,9 – 15,3 мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup> при нормі не менше 4,0 мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup>. Для нормального розвитку риб мінімальний вміст розчиненого кисню становить близько 5 мг  $O_2$  /дм<sup>3</sup>. Дефіцит кисню спостерігається у водних об'єктах, які містять значну кількість біогенних та гумусових речовин. Зниження кисню до 2 мг  $O_2$  /дм<sup>3</sup> спричиняє масову гибель риби. Дослідженням встановлено, що формування незадовільного кисневого режиму в річковій воді спостерігалось починаючи з 2018 року. Так, в пробах води, відібраних 14.09. 2018 р. та 21.09. 2020 р., вміст розчиненого кисню становив 2,90 мг  $O_2$  /дм<sup>3</sup> та 15,30 мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup> відповідно. Згідно відібраних проб, які були здані на аналіз ДУ «Вінницький обласний лабораторний центр МОЗ України» загальна жорсткість води була середня в межах 4,0-9,38 мгекв/дм<sup>3</sup> при нормі не більше 7,0 мг-екв/дм<sup>3</sup>; лужність = 3,0-8,5 мгекв/дм<sup>3</sup> (ГДК = 0,50 – 6,50 мг-екв/дм<sup>3</sup>). Вміст нітритів і нітратів також знаходиться значно нижче рівня токсичної дії (ГДК) (див. табл.6 і табл. 7).

Отже, річка Південний Буг (від витoku протягом 3 км) має середню ступінь забрудненості. До основних видів забруднення поверхневих та підземних вод належать: хімічне, бактеріальне,

теплове і радіоактивне.

Хімічне забруднення води відбувається внаслідок надходження у водойми з стічними водами різних шкідливих домішок. Велика кількість речовин є токсичними для мешканців водойм. Це – сполуки миш'яку, свинцю, ртуті, міді, кадмію, хрому тощо. Хімічне забруднення являє собою зміну природних хімічних властивостей води за рахунок збільшення вмісту в ній шкідливих домішок як неорганічної (мінеральні солі, кислоти, луги, глинисті частинки), так і органічної природи (нафта й нафтопродукти, органічні залишки, поверхнево активні речовини, пестициди). Потужним джерелом хімічного (як неорганічного, так і органічного) забруднення гідросфери є промислові підприємства. Рідкі неочищені або погано очищені промислові стоки підприємств забруднюють поверхневі, а відтак і підземні води.

Промислові підприємства та ТЕС через газопилові викиди забруднюють дощову воду або можуть осідати на рослинно-грунтовому покриві. Це є причиною забруднення поверхневих та підземних вод. Забруднюються і води, що фільтруються крізь товщу промислових відходів. Щорічно при спалюванні вуглецевого палива в атмосферу надходить до 150 млн. т оксиду сірки (IV).

Збільшення скидів забруднюючих речовин в складі зворотних вод відбулось по азоту амонійному, нітратам, сульфатам за рахунок КП «Вінницяоблводоканал»; сухому залишку за рахунок філії «Птахокомплекс» ТОВ «Вінницька птахофабрика», КП «Хмільникводоканал», МогилівПодільське МКП «Водоканал»; хлоридам за рахунок КП «Вінницяоблводоканал», КП «Іллінціводоканал», КП «Хмільникводоканал», філії «Птахокомплекс» ТОВ «Вінницька птахофабрика»; алюмінію за рахунок КП «Хмільникводоканал», філії «Птахокомплекс» ТОВ «Вінницька птахофабрика»; нафтопродуктам за рахунок комунальних підприємств; 51 завислим речовинам за рахунок комунальних підприємств, філії «Птахокомплекс» ТОВ «Вінницька птахофабрика»; СПАР за рахунок філії «Птахокомплекс» ТОВ «Вінницька птахофабрика», ВП Ладизинської ТЕС АТ «ДТЕК Західенерго», ПрАТ «Вінницький ОЖК»; фосфатам за рахунок комунальних підприємств, філії «Птахокомплекс» ТОВ «Вінницька



птахофабрика», ВП Ладижинської ТЕС АТ «ДТЕК Західенерго». Зменшення скидів забруднюючих речовин в складі зворотних вод відбулось по нітратам, залізу, цинку, нікелю за рахунок КП «Вінницяоблводоканал»; ХСК за рахунок КВЕП «Вапняркаводоканал», КП «Іллінціводоканал».

Спостерігається тенденція зниження ефективності роботи очисних споруд. Їх неефективна робота на комунальних підприємствах, розташованих в районних центрах, пов'язана, в першу чергу, з фізичним зношенням їх обладнання.

Технічний стан практично всіх каналізаційних очисних споруд потребує їх модернізації або реконструкції та значних капіталовкладень. Тобто, основним джерелом забруднених стічних вод є комунальне господарство, на яке припадає 99 % від загального обсягу таких скидів, промисловість – 1%.

Територія Центрального Побужжя має певну кількість сільського господарства та харчову промисловість. Саме вони є джерелами забруднення гідросфери, які викликають перенасичення мінеральними речовинами і біогенними елементами. Особливу небезпеку для водоймищ є важкі метали.

Сучасне сільське господарство, в якому широко масштабно застосовуються отрутохімікати (пестициди) для боротьби з шкідниками та мінеральні добрива, являє собою загрозу для підземних вод. Особливо небезпечною виявляється хімізація сільського господарства при порушеннях технологічних норм зберігання та застосування хімічних речовин. Найбільш поширеними групами пестицидів є гербіциди, що вживаються для боротьби з бур'янами, інсектициди – препарати для знищення шкідливих комах у сільськогосподарських культурах та фунгіциди – засоби проти грибних захворювань рослин. Ще більше поступає в ґрунт мінеральних добрив. При розмиванні дощовими водами шкідливі хімічні речовини інфільтруються у ґрунт і підґрунтя, забруднюють підґрунтові води, змиваються у поверхневі водоймища та водотоки. Деякі пестициди дуже стійкі і зберігаються у ґрунті понад 10 років.

Забруднення території Центральної частини Південно-Бузького екологічного коридору має досить стрімкий розвиток. На

сьогоднішній день водні ресурси Центрального Побужжя несуть низку загроз для людей та природи в цілому.

Таблиця 6

Показники складу та властивостей води у р.Південний Буг  
(14.09.2018)

Показники	Одиниці вимірювання	ГДК	Значення показника	
			мінімальне	максимальне
1	2	3	4	5
рН	од. рН	6,50-8,50	7,35	8,13
Запах	бали	1,00	1,00	1,00
Кольоровість	град.	<35,00	8,1	31,00
Амоній сольовий	мг/дм <sup>3</sup>	2,00	0,01	8,04
Нітрити (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	мг/дм <sup>3</sup>	3,30	1,05	3,40
Нітрати (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	мг/дм <sup>3</sup>	45,00	11,00	45,00
Розчинений кисень	мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	>4,00	2,90	14,80
Жорсткість загальна	мг-екв/дм <sup>3</sup>	7,00	4,0	8,99
Лужність	мг-екв/дм <sup>3</sup>	0,50-6,50	3,00	7,90

Таблиця 7

Показники складу та властивостей води у р. Південний Буг  
(21.09.2020)

Показники	Одиниці вимірювання	ГДК	Значення показника	
			мінімальне	максимальне
1	2	3	4	5
рН	од. рН	6,50-8,50	7,54	8,63
Запах	бали	1,00	1,00	1,00
Кольоровість	град.	<35,00	8,90	31,43
Амоній сольовий	мг/дм <sup>3</sup>	2,60	0,02	8,84
Нітрити (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	мг/дм <sup>3</sup>	3,30	1,10	3,55
Нітрати (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	мг/дм <sup>3</sup>	45,00	11,60	45,60
Розчинений кисень	мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	>4,00	3,10	15,30
Лужність	мг-екв/дм <sup>3</sup>	0,50-6,50	3,30	8,00
Жорсткість загальна	мг-екв/дм <sup>3</sup>	7,00	4,38	9,37
Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	500,00	15,90	82,60
Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	350,00	24,80	119,10

Так, при порівнянні даних отриманих у 2018-2020 роках, очевидно, що відбулося підвищення максимального значення рН до 8,63, а це показує, що крім кальцію та магнію гідроген карбонатів, у водах появились карбонати та гідроген карбонати натрію і вода у районі с. Степашки перейшла з слабо лужного в лужне середовище. Також бачимо, що відбулось зростання у водних ресурсах екологічного коридору амонію сольового, нітратів, нітритів, а це пов'язано зі забрудненням поверхневих і підземних вод, у першу

чергу, побутовими і сільськогосподарськими стоками (розвиток процесів евтрофікації (неконтрольованого росту біомаси водойм).

При проведенні дослідження, встановлено, що у водних ресурсах Південно-Бузького екокоридори є наявність сульфатів та хлоридів, але вміст їх в межах норми. Джерелом надходження у воду сульфатів мінерального походження є ґрунт, до складу якого входять сірчаноокислі сполуки натрію, магнію, кальцію тощо, а сульфатів органічного походження – сірковмісні органічні речовини, в тому числі й відходи тваринного походження. Деякі сульфати зустрічаються природним шляхом і знаходяться у воді.

Крім цього, встановлено, що причиною забруднення річки є надмірний розвиток водної рослинності (с. Степашки). Водорості енергійно розмножуються у воді в якій є великий вміст нітратів та фосфатів. Оскільки річки повільно міліють вода швидко прогріватися створюючи сприятливі умови для розмноження водоростей. Плівка з водоростей, що утворюється на поверхні водойм, ускладнює кисневий обмін, сприяє загниванню, внаслідок чого гине риба, флора і фауна водойми. Вода, забруднена синьо-зеленими водоростями втрачає свої смакові якості, у неї з'являється неприємний запах, вона стає небезпечною для споживання.

Нами було проведено дослідження, з визначення прозорості води. Прозорість води обумовлюється вмістом у воді завислих, органічних і мінеральних речовин, розчинених гумусових речовин, планктону. Прозорість вимірюють у сантиметрах, одночасно ця глибина приблизно означатиме глибину літоралі, тобто прибережної смуги, де можуть рости прикріплені до дна рослини. За правилами прозорість води визначають за допомогою диску Секкі. Наші дослідження проводилися за допомогою сітки-тарілки діаметром 30 см і занурювали її у воду, закріпивши на мотузці. На ділянці з піщаним дном вода була відносно прозорою до самого дна і прозорість води склала 60 см. В серпні визначити прозорість води можна було лише в окремих віконцях чистої від водоростей води, вона значно знизилась – всього 35 см.

Було також визначено каламутність води, запах води. Деякі проби завезено до санепідемстанції і проведено лабораторні дослідження, які показали, що вода має завищені показники

окисності, ХКС, вмісту амоніака, нітритів, нітратів, хлоридів, хоча за офіційними даними вода в річці має більшість показників в нормі.

На сьогодні у більшості країн, напевно, не залишилось річок, які б мали первісний вигляд. Тому проблема охорони і раціонального використання малих річок – об'єктів, більш чутливих і схильних до стрімких негативних перетворень, ніж середні та великі водостоки – віднесена до найважливіших державних проблем. Охорона малих річок полягає у комплексній системі заходів для забезпечення максимального самоочищення, доведення річкових вод до природного стану.

#### *Література*

1. Алекин О. А. Основы гидрохимии. Л. : Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
2. Ахметов Н. С. Общая и неорганическая химия М.: Высшая школа, 2000. 640 с.
3. Бабенков Е. Д. Очистка воды коагулянтами. М.: Наука, 1977. 355 с.
4. Белов С. В., Козьяков Ф. А. и др. Охрана окружающей среды М.: Высшая школа, 1991. 319 с.
5. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу [В. К. Хільчевський, О. В. Чунарьов, М. І. Ромась та ін.]; за ред. В. К. Хільчевського. К.: Ніка-Центр, 2009. 184 с.
6. Водообмен в гидрогеологических структурах Украины: Водообмен в естественных условиях [Шестопалов В. М. и др.]; Ин-т геол. наук. Киев: Наук. думка, 1989. 288 с.
7. Водообмен в гидрогеологических структурах Украины: Водообмен в нарушенных условиях [Шестопалов В. М. и др.] Ин-т геол. наук. Киев: Наук. думка, 1991. 528 с.
8. Волошкіна О. С., Яковлєв Є. О., Удод В. М. Питання екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів Рада нац. безпеки і оборони України. Ін-т пробл. нац. безпеки. К., 2007. 139 с.
9. Гончарук В. Хімія води – проблеми питного водопостачання. *Світогляд*. 2009. № 4. С.18-27.
10. Гудзевич А. В. Проблеми й перспективи Південнобузького екокоридору в умовах міста Вінниці. *Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені Михайла Коцюбинського*. 2014. Вип. 26. С. 12-16. Серія: Географія.

11. Заповідна справа в Україні: навч. посіб. за ред. М. Д. Гродзинського, М. П. Стеценка. Київ : Географіка, 2003. 306 с.
12. Запольський А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води: підручник К. : Вища школа, 2005. 671 с.
13. Ємельянова С. М. Вища водна та болотна рослинність долини р. Південний Буг (синтаксономія, антропогенна динаміка, охорона): автореф. дис. ... канд. біол. Київ, 2015. 22 с.
14. Іваненко Є. І. Аналіз розміщення природно-заповідного фонду України: підхід, стан, проблеми *Український географічний журнал*. 2013. № 3. С. 64–69.
15. Кизима Р. А. Екологія: навчальний посібник. Харків: Бурун Книга, 2010. 304 с.
16. Костюшин В., Куземко А., Онищенко В. та ін. Південно-Бузький меридіональний екологічний коридор: стислий огляд біорізноманіття та найцінніші території Київ : Wetlands International Black Sea Programme, 2007. 92 с.
17. Костюченко М. М., Шабатин В. С. Гідрогеологія та інженерна геологія: підручн Київ : Видавн.-поліграф. центр «Київський ун-т», 2005. 144 с.
18. Малимон С. С. Основи екології: підручник Вінниця : Нова Книга, 2009. 240 с.
19. Мудрак О. В., Мудрак Г. В., Кушнір С. Л. Функціонально-просторові особливості збалансованого природокористування в межах Бузького екокоридору. *Збалансоване природокористування*. 2014. № 1. С. 20–27.
20. Мягченко О. П. Основи екології: підручник К. : Центр учбової літератури, 2010. 312 с.
21. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2010 році. Київ : Центр екологічної освіти та інформації, 2011. 254 с.
22. Новиков Ю. В., Ласточкина К. О., Болдина З. Н. Методы исследования качества воды водоемов М. : Медицина, 1990. 400 с.
23. Південно-Бузький меридіональний екологічний коридор: стислий огляд біорізноманіття та найцінніші території / за ред. В. Костюшина. Київ, 2007. 69 с.

24. Полянська К. В., Богомаз М. В. Екомережа Бузького природного коридору: виділення буферних зон вздовж річки Західний Буг. *Екологія водно-болотних угідь і торфовищ: зб. наук. ст. / за ред. В. В. Коніщука*. Київ : ТОВ «НВП «Інтерсервіс», 2014. С. 192–194.
25. Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки: Закон України від 21.09.2000 р. № 1989-III. Дата оновлення: 10.06.2012. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1989-14> (дата звернення: 11.04.2018).
26. Приставка О. П., Архангельська Ю. М., Самарець Ю. В. Аналіз структури гідрохімічних показників питної води [Електронний ресурс]. *Вісн. Акад. митної служби України*. Сер.: Техн. науки. 2009. № 2. С. 114–121. Режим доступу: URL: [http://nbuv.gov.ua/jpdf/vamsutn\\_2009\\_2\\_15.pdf](http://nbuv.gov.ua/jpdf/vamsutn_2009_2_15.pdf).
27. Романова Н. В. Загальна та неорганічна хімія. К.: Ірпінь: ВТФ «Перун», 2002. – 480 с.
28. Систематизація регіональних екомереж та перспективних заповідних територій Південно-Бузького меридіонального екологічного коридору : колективна монографія / С. Совгіра, Г. Гончаренко, В. Миколайко, Н. Душечкіна. Умань : Видавець «Сочінський М. М.», 2018. 478 с.
29. Совгіра С. В. Методика дослідження екологічного стану басейнів малих річок : монографія / Совгіра С. В., Гончаренко Г. Є., Гончаренко В. Г., Берчак В. С. Умань : ВПЦ «Візаві». 2016. 288 с.
30. Совгіра С. В., Гончаренко Г. Є., Гончаренко В. Г., Берчак В. С. Малі річки Центрального Побужжя (теоретичний та практичний аспекти) : монографія. Gniezno : видавництво Giesielski i Spolka, 2015. 152 с.
31. Совгіра С. В., Гончаренко Г. Є., Душечкіна Н. Ю. Технології оздоровлення та оптимізації стану ландшафтних комплексів малих річок Центрального Побужжя : монографія. Умань : Сочінський М. М., 2016. 248 с.
32. Теория и методика обучения химии : учеб. для студ. высш. учеб. заведений / [О. С. Габриелян, И. Г. Остроумов,

В. Г. Краснова, С. А. Сладков]; под ред. О. С. Габриеляна. М. : Издательский центр Академія, 2009. 384 с.

33. Фоменко Н. В. Рекреаційні ресурси та курортологія. К. : Центр навчальної літератури, 2007. 312 с.

34. Яцентюк Ю. В. Екомережа Вінницької області. Вінниця : Едельвейс і К, 2011. 128 с.

35. Natural conditions and structure of the Southern Buh meridional ecological corridor: collective monograph [S. Sovhira, H. Honcharenko, V. Artamonov, O. Mitriasova]. Palmarium Academic Publishing, 2018. 233 p.

## ВИСНОВКИ

У колективній монографії розкрито результати дослідження екологічного моніторингу біорізноманіття та якості водних ресурсів центральної частини Південного Бугу.

Проблема досліджувалася упродовж 2017-2021 років. За період дослідження проведено 7 експедицій, за результатами яких:

– досліджено екологічний стан басейнів малих річок Центрального Побужжя та їх біорізноманіття. Встановлено, що внутрішні водойми України, в тому числі малі річки, населені величезною кількістю тварин як хребетних (риби, плазуни, земноводні, ссавці), так і безхребетних (численні ракоподібні, молюски, водні жуки, клопи тощо), які характеризуються значним видовим різноманіттям. Тварини річок є мешканцями різнихтипівбіотопів (місцьіснування), а саме: пелагіаль, або водна товща; бенталь, або дно; фіталь, або зона заростей. Рослини в екосистемі малої річки представлені двома групами: водоростями та вищими судинними рослинами. Звичайно водойму заселяють рослини різних життєвих форм. Прибережні ділянки водойм займають наземно-водні рослини. Водні рослини у водоймі займають два основних біотопи – товщу води (пелагіаль) та дно (бенталь). Сукупність мікроскопічних рослинних організмів, більшість з яких нерухомі, населяють товщу води і складають основу екологічної групи – фітопланктону. До його складу у малих річках входить група водоростей, проте, його основу навесні складають діатомові водорості, а влітку – зелені та синьо-зелені. Для водоростей фітопланктону характерні висока швидкість розмноження та короткий життєвий цикл. За наявності тих чи інших представників групи водоростей можна судити про чистоту, забрудненість чи інші характеристики річок;

– водно-болотних ландшафтів Центрального Побужжя. Встановлено, що вони містять складові, які є основою двох груп ландшафтних комплексів. Прикладом першої групи є комплекси, сформовані в результаті корінної перебудови структури (взаємозв'язків натуральних компонентів або їх заміни на аналогічні). Зокрема, до таких відносяться водно-болотні ландшафти, які сформувалися в межах річкової долини в результаті створення ставка або водосховища. Вони розвиваються за природними закономірностями, але водночас залежать від



характеру господарської діяльності. До другої групи ландшафтів належать комплекси, що утворилися внаслідок техногенної діяльності людей. Такими є гідротехнічні споруди шквальних антропогенних ландшафтів. Антропогенні компоненти цієї групи розвиваються залежно від особливостей функціонування всього ландшафтного комплексу й у першочергу – діяльності людини;

– здійснено мультиспектральний екологічний моніторинг параметрів пігменту фітопланктону у водному середовищі. Доведено, що при зміні пігментних параметрів фітопланктону в ході математичного моделювання отримуються діаграми величини дифузного відбиття на робочих довжинах хвиль спектральних каналів спостережної установки. Беручи до уваги вплив похибок на вимірюване значення, а саме коефіцієнт дифузного відбиття на робочих довжинах хвиль, похибки першого та другого виду, а також надійність управління в кожному із спектральних каналів. Для того, щоб отримати прийнятне значення надійності управління, необхідно вибрати такі спектральні канали, за допомогою яких загальна достовірність не буде меншою за необхідне значення. Зокрема, при використанні чотирьох спектральних каналів (530, 590, 620, 730 нм) отримане значення надійності контролю співвідношення між хлорофілом  $a$  та загальним хлорофілом становило 0,939, а за допомогою трьох спектральних каналів (450, 470, 660 нм), значення надійності контролю було отримано співвідношенням між каротиноїдами та загальним хлорофілом 0,972;

– вимірювання фізико-хімічних властивостей водних розчинів методом віскозиметрії. Запропоновано використовувати структурні внески іонних коефіцієнтів в'язкості в якості структурно-динамічних характеристик процесів іонної гідратації, що обумовлені короткодіючими специфічними взаємодіями іон-розчинник. Встановлено, що іонний коефіцієнт в'язкості  $B_i$  взагалі, і його структурна складова  $B_i^{str}$  зокрема, характеризують взаємодію іон-розчинник та чутливі до особливостей будови структурних одиниць (аквакомплексів іонів) розчину. Проведений аналіз внесків  $B_i^{str}$  дозволяє віднести катіони та аніони до двох різних груп:

однозарядні аніони мають низьку гідратуєчу здатність та структуро руйнівний вплив на розчинник, який слабо залежить від температури; двозарядні аніони також мають невелику гідратуєчу здатність, але, на відміну від однозарядних, проявляють структуроукріплюючий вплив на розчинник, насамперед за рахунок власної будови; всі катіони 3d-елементів характеризуються значним структуроукріплюючим впливом, завдяки невеликим розмірам та, відповідно, великою поверхневою густиною заряду. Встановлено, що процеси асоціації не впливають на характер взаємодії іон-розчинник в широкому діапазоні концентрацій;

– розкрито показники та методику визначення якості води (функції та показники якості, шкідливі сполуки у воді, нітрати як джерело забруднення питної води, вплив нітратів на здоров'я населення, методи визначення нітратів, фотометричний, хроматографічний, електрохімічний та потенціометричний методи й нітрат-тестери);

– проведено визначення вмісту важких металів у водних об'єктах території залізничного полотна середньої частини Південно-Бузького екологічного коридору. Результати досліджень проб води з річки Рів показали, що іони важких металів Cu, Zn, Cr, Co у порівнянні з ГДК встановленими у ДСанПіН 2.2.4-171-10 перевищень за вмістом у воді не мають. Спостерігалось перевищення йонів важких металів, зокрема Pb, Mn і Fe, що є наслідком скидання забруднених речовин підприємства Жмеринське вагонне депо. Причиною цьому можуть бути стічні води, що надходять при обмиванні рухомого складу, окремих вузлів і деталей, охолодженні компресорів та іншого обладнання, отриманні пари, заправці вагонів, реостатних випробуваннях тепловозів корпусів вагонів, турбін, насосів, трубопроводів та ін., охолоджуюча вода конденсаторів турбін. Аналіз проб води з річки Рів було проведено за двома методиками, для порівняння збіжності результатів, зручності їх використання, а також оцінки доступності та експресності методик. Для проведення аналізу було обрано атомно-абсорбційну спектрометрію та тонкошарову хроматографію. Обидві методики дали збіжні результати з необхідною для порівняння з ГДК точністю результатів. Чутливість

та поріг визначення в обох випадках є достатнім для проведення даного типу аналізів на визначення іонів важких металів;

– джерел хімічного забруднення водних ресурсів центральної частини Південно-Бузького екологічного коридору. Встановлено, що у водних ресурсах Південно-Бузького екокоридори є наявність сульфатів та хлоридів, але вміст їх в межах норми. Джерелом надходження у воду сульфатів мінерального походження є ґрунт, до складу якого входять сірчаноокислі сполуки натрію, магнію, кальцію тощо, а сульфатів органічного походження – сірковмісні органічні речовини, в тому числі й відходи тваринного походження. Деякі сульфати зустрічаються природним шляхом і знаходяться у воді. Причиною забруднення річки є надмірний розвиток водної рослинності (с. Степашки).

Отже, річка Південний Буг має середню ступінь забрудненості. До основних видів забруднення поверхневих та підземних вод належать: хімічне, бактеріальне, теплове і радіоактивне.

Наукове видання

**ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ  
БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА ЯКОСТІ ВОДНИХ РЕСУРСІВ  
ЦЕНТРАЛЬНОЇ ЧАСТИНИ ПІВДЕННОГО БУГУ**

Колективна монографія

**За редакцією С. В. Совгіри**

*Видається в авторській редакції*

Підписано до друку 29.09.2021 р. Формат 60x84/16.

Папір офсетний. Ум. друк. арк. 12,32

Тираж 200 прим. Замовлення № 236

Видавець і виготівник «Сочінський М. М.»

20300, м. Умань, вул. Тищика, 18/19, вул. Небесної Сотні 2/1

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи

ДК № 2521 від 08.06.2006.

тел. (04744) 4-64-88, (067) 104-64-88, (068) 854-66-19

vizavi-print.jimdo.com

e-mail: vizavi008@gmail.com

vizavi003@gmail.com