

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ ТА НАУКИ УКРАЇНИ
ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ФАКУЛЬТЕТ АГРОТЕХНОЛОГІЙ ТА ЕКОЛОГІЇ**

Кафедра екології
Допускається до захисту
" _____ " _____ 2021 р.
Зав. кафедри _____
(підпис)

доцент, к.б.н. П.Р.Хірівський
наук. ступ., вч. зв. (ініціали та прізвище)

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

бакалавр

(рівень вищої освіти)

**на тему: ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА
ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО СТАВУ.**

Виконав студент IV курсу, групи Еко-41
спеціальності 101 «Екологія»
Курець Людмила Андріївна

Керівник Н.Я. Лопотич

Консультант Ю. О. Ковальчук

Дубляни 2021 року

Міністерство освіти і науки України
Львівський національний аграрний університет

Факультет агротехнологій та екології
Кафедра екології
Рівень вищої освіти «бакалавр»
Спеціальність 101 «Екологія»

“ЗАТВЕРДЖУЮ”
Завідувач кафедри екології

доцент, к.б.н. П.Р.Хірівський
" _____ " _____ 2020р.

ЗАВДАННЯ

на кваліфікаційну роботу студента
Курець Людмили Андріївни

1.Тема роботи: «Гідроекологічна характеристика Тернопільського ставу»

Керівник кваліфікаційної роботи Лопотич Наталія Ярославівна,
кандидат _____ сільськогосподарських _____ наук,
доцент _____

Затверджені наказом по університету від “ _____ ” _____ 2020р.№ _____

2. Строк подання студентом кваліфікаційної роботи _____

3. Вихідні дані для кваліфікаційної роботи

Літературні джерела

Гідрологічна характеристика парку _____

4.Зміст кваліфікаційної роботи (перелік питань, які необхідно розробити

РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ.....	
1.1. Геоморфологічна та ландшафтна характеристика Тернопільського ставу.....	
1.2. Геологічна структура порід та характеристика ґрунтів Тернопільського ставу	
1.3. Джерела та шляхи надходження важких металів у гідро екосистеми.....	
1.4. Вплив важких металів на екологічний стан організмів у гідро екосистема.....	
1.5. Механізм трансформації важких металів у гідро екосистемі.....	
1.6. Особливості розподілу та акумуляції важких металів у складових гідро екосистеми.....	
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	
2.1. Об’єкт дослідження.....	
2.2. Методи досліджень.....	
РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	
3.1. Історичні дослідження та топологія ставу.....	
3.2. Гідрологічна та біологічна характеристика водойми.....	
3.3. Типологія забруднень Тернопільського ставу та їх види.....	

3.3.1. Антропогенне забруднення.....
3.3.2. Самозабруднення ставу.....
3.3.3. Самоочищення ставу.....
3.4. Сезонний розподіл важких металів у гідро екосистемі.....
3.4.1. Весняний розподіл важких металів
3.4.2. Літній розподіл важких металів.....
3.4.3. Осінній розподіл важких металів.....
3.4.4. Зимовий розподіл важких металів.....
РОЗДІЛ 4 ОХОРОНА ПРАЦІ.....
4.1. Заходи безпеки при відборі зразків води.....
4.2. Заходи дотримання правил техніки безпеки при роботі в лабораторії.....
ВИСНОВКИ.....
БІБЛІОГРАФІЧНИЙ СПИСОК.....

5. Перелік графічного матеріалу (подається конкретний перерахунок аркушів з вказуванням їх кількості) схеми, рисунки, світлини

6. Консультанти з розділів:

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
1,2,3	Лопотич Н.Я. доцент кафедри екології		
4	Ковальчук Ю.О. доцент кафедри управління проектами та безпеки виробництва АПК		

7. Дата видачі завдання 01 вересня 2020 р.

Календарний план

№п/п	Назва етапів кваліфікаційного проекту	Строк виконання етапів проекту	При-мітка
1	Написання Вступу та розділу 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	02.09.2020р. – 01.11.2020р.	
2	Написання розділів: 2. ОБ'ЄКТ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ	02.11.2020р. – 01.03.2021р.	
4	Написання розділу ОХОРОНА ПРАЦІ, формування висновків і пропозицій та бібліографічного списку.	02.03.2021р - 01.06.2021р.	

Студент _____
(підпис)

Керівник кваліфікаційної роботи _____ (Н.Я.Лопотич)
(підпис)

УДК 703.1.065:702.012.2 (651.92)

Гідроекологічна характеристика Тернопільського ставу. Курець Л.А.
Кваліфікаційна робота. Кафедра екології. Дубляни, Львівський НАУ, 2021.

56 с. текст. част., 5 табл., 8 рис., 34 джерела

У роботі проаналізовано результати екологічних досліджень Тернопільського ставу, наведені закономірності акумуляції та перерозподілу важких металів у складових прісноводної гідроекосистеми (вода, прибережний мул, прибережні ґрунти, водорості) на прикладі Тернопільського ставу у різні сезони року. Встановлено, що у складових гідроекосистеми Тернопільського ставу найвищими є вміст свинцю і міді. При порівнянні стандартних фонових значень концентрацій металів для певних складових водного середовища із нашими даними, виявлено, що Тернопільський став є досить забрудненою водоймою, особливо токсичними елементами (свинцем і кадмієм).

Проаналізовано питання охорони праці та захисту населення.

ЗМІСТ

ВСТУП	6
РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	
1.1. Геоморфологічна та ландшафтна характеристика Тернопільського ставу	7
1.2. Геологічна структура порід та характеристика ґрунтів Тернопільського ставу	8
1.3. Джерела та шляхи надходження важких металів у гідроекосистеми	9
1.4. Вплив важких металів на екологічний стан організмів у гідроекосистемах	11
1.5. Механізм трансформації важких металів у гідроекосистемі	12
1.6. Особливості розподілу та акумуляції важких металів у складових гідроекосистеми	15
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	24
2.1. Об'єкт досліджень	
2.2. Методи досліджень	25
РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ	27
3.1. Історичні дослідження та топологія ставу	
3.2. Гідрологічна та біологічна характеристика водойми	30
3.3. Типологія забруднень Тернопільського ставу та їх види	31
3.3.1. Антропогенне забруднення	
3.3.2. Самозабруднення ставу	34
3.3.3. Самоочищення ставу	35
3.4. Сезонний розподіл важких металів у гідроекосистемі	39
3.4.1. Весняний розподіл важких металів	
3.4.2. Літній розподіл важких металів	41
3.4.3. Осінній розподіл важких металів	43
3.4.4. Зимовий розподіл важких металів	45
РОЗДІЛ 4 ОХОРОНА ПРАЦІ	50
4.1. Заходи безпеки при відборі зразків води	
4.2. Заходи дотримання правил техніки безпеки при роботі в лабораторії	50
ВИСНОВКИ	53
БІБЛІОГРАФІЧНИЙ СПИСОК	54

ВСТУП

Проблема взаємодії створеної людиною технічної цивілізації і довкілля набула глобальних масштабів та стала у ряд пріоритетних задач, від вирішення яких залежить майбутнє людства. Все гостріше постають питання про негативні наслідки забруднення повітря, ґрунтових та водних ресурсів, впливу на здоров'я людини хімічних речовин, безпеки продуктів харчування.

У зв'язку з погіршенням екологічної ситуації в Україні великого значення набувають дослідження взаємозв'язку між накопиченням, перерозподілом та екологічним впливом ВМ на екосистеми [5].

Сполуки ВМ є обов'язковими компонентами поверхневих вод суші і значною мірою впливають на якість водного середовища та функціонування водних екосистем. Ступінь впливу ВМ на гідробіонти залежить від загальної концентрації металів та форм їх знаходження у водному середовищі. Утворення комплексних сполук ВМ з розчиненими органічними речовинами (РОР), перш за все природного походження, і зумовлює зниження токсичності металів чи повне нівелювання останньої. У зв'язку із зазначеним нами досліджувалися особливості перерозподілу важких металів у складових гідроекосистеми (на прикладі Тернопільського ставу) [13, 14, 30].

Об'єкт дослідження – гідроекосистема Тернопільського ставу.

Предмет дослідження – процеси перерозподілу та акумуляції важких металів в складових гідроекосистеми.

Методи досліджень. Дослідження проводились згідно загальноприйнятих методик, та методик, розроблених відділом екотоксикології і гідрохімії Інституту гідробіології НАН України.

Визначення вмісту важких металів здійснювали методом атомно-адсорбційної спектрофотометрії на спектрофотометрі С-115 при відповідних довжинах хвиль, відповідно максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів.

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Геоморфологічна та ландшафтна характеристика Тернопільського ставу

Тернопільська область знаходиться в межах Волино-Подільської плити Східноєвропейської (Руської) платформи. Складена вона потужними шарами порід верхнього протерозою, палеозою (кембрійськими, ордовицькими, силурійськими, девонськими), мезозою і кайнозою, які залягають на докембрійському кристалічному фундаменті. Гірські породи, які виходять на поверхню, представлені силурійськими, девонськими, крейдовими неогеновими та антропогеновими відкладами. Антропогенові відклади утворюють на території області майже суцільний покрив потужністю 20...25 м і більше. Найбільш поширеними з антропогенових відкладів є леси, з якими пов'язаний ярково-балковий рельєф та морфологічна виразність долин малих річок [29].

Тернопільське плато займає найбільш рівнинну центральну частину області з абсолютними висотами 380...400 м у північній частині, та 320...350 м – в південній частині. Характеризується високим ступенем господарської освоєності (площа ріллі становить 60-70%), що є до деякої міри лімітуючим фактором розвитку рекреаційної діяльності [7].

Тернопільський природний район розташований між Товтровим кряжем і Бережанським горбогір'ям, на сході його обмежує долина Серету і Гнізної, а на півдні – досить умовна лінія м. Бучач – с. Товсте. І за площею, і за природною продуктивністю земель цей природний ландшафт займає центральне місце в області.

Раціональне природокористування у Тернопільському ландшафті, землекористування, спрямовані на максимальне підвищення урожайності та отримання екологічно чистої продукції та перетворення рік Серету та Стрипи

і Тернопільського ставу в добре обладнані туристські, зокрема байдарочні, маршрути.

Важливе значення могло би мати ставкове риборозведення. Розроблено бізнес-проект створення на базі Тернопільського ставу та Кутківецького парку ландшафтно-паркового заповідника площею біля 75 га [29].

1.2. Геологічна структура порід та характеристика ґрунтів Тернопільського ставу

Для структури порід, що встеляють дно ставу, характерним є торф'яний шар, що утворився накопиченням залишків рослин, які були піддані неповному розкладу, товщиною 9 м. Також дно ставу складають озерний гравій – осадова порода, яка складена уламками порід і мінералів розміром 1 – 10 мм; вапняк – осадова порода, що складається, головним чином, із кальциту, рідше із доломіту, глинистих чи пісчаних частин (різновидом є водоростевий вапняк), крейда – тонкозернистий, м'який, білий вапняк, що складається із дрібних уламків і цілих вапнякових скелетів мікроорганізмів; пісок – дрібноуламкова, пухка, осадова порода, що складається із 50% зерен кварцу, польвих шпатів та уламків гірських порід діаметром 0,1 – 1 мм [4].

За класифікацією Перельмана А.І. [28], мул Тернопільського ставу (низинна ділянка ставу та ділянка заболоченого схилу) можна віднести до глинистих мулів, в яких розкладається багато органічних речовин. В результаті цього розвивається несприятливий окисно-відновний баланс, залізо і марганець відновлюються, мул набуває сіро-зеленуватого або сизого забарвлення.

Біля заплави річки Серет прибережний мул був представлений грубодетритним сапропелем, великої потужності темно-коричневого кольору з високим вмістом ОР (57%) – доброго акумулятора майже всіх

мікроелементів.

Біля міського пляжу та автомобільної дороги прибережний мул представлений, в основному, пісчаними фракціями.

Згідно досліджень Тернопільського філіалу Інституту землеустрою [11] поблизу Тернопільського ставу зустрічаються такі типи ґрунтів:

1) лучно-болотні, намиті, середньо-суглинкові, грубопилуваті на алювіяльно-делювіяльних відкладах з рН=4,6-7,1, вмістом гумусу 1,4-8,79%, вмістом рухомого заліза 86,8-421,6 мг /100 г ґрунту. За механічним складом ґрунти середньосуглинкові, грубопилуваті. Вміст фізичної глини – 33,6-43,7%; мулу 9,6-18,8%; крупного пилу 47,2-62,8%.

2) чорноземи слабодegradовані, слабозмиті, середньосуглинкові, грубопилуваті на лесовидних суглинках з рН=5,7-7,2, вмістом гумусу 2,9-4,74%. За механічним складом ґрунти середньосуглинкові грубопилуваті. Вміст фізичної глини – 36,9-39%; мулу 15,4-20,2%; крупного пилу 52,1-58,2%.

3) торфовища глибокі, глибокопоховані осушені на алювіяльно-делювіяльних відкладах. Вміст гумусу 4,01-8,5%; рН=5,8-6,8. Вміст рухомого заліза - 137,2 мг/100 г ґрунту. Ступінь розкладання - 30-75%.

1.3. Джерела та шляхи надходження важких металів у гідроекосистеми

Джерела надходження ВМ в навколишнє середовище можна розділити на дві групи – природні і техногенні. Із техногенних джерел ВМ надходять в навколишнє середовище у вигляді різноманітних хімічних сполук. Серед сполук неорганічної природи в найбільших кількостях зустрічаються карбонати, галогеніди, оксиди, сульфати і сульфіди [4]. Навантаження на різні компоненти екосистем розподіляється нерівномірно. Частина

техногенних викидів, що потрапляють в навколишнє середовище у вигляді найтонших аерозолів, переноситься на значні відстані, викликаючи глобальне забруднення біосфери. Друга частина разом з гідрохімічним стоком потрапляє в безстічні водойми, де накопичується і у водах, і у донних відкладах. Основна ж маса ВМ акумулюється ґрунтом поблизу промислових підприємств, викликаючи локальне забруднення території. Концентрації ВМ в зонах локального промислового забруднення можуть в сотні і тисячі раз перевищувати фонові рівні. Одними із найбільш лімітуючих токсикантів ВМ, які володіють значною біологічною дією є мідь, кадмій і свинець [5].

Мідь. Основними джерелами надходження сполук міді в природні води вважають стічні води хімічних і металургійних виробництв, шахтні води, різноманітні альгіцидні реагенти, що містять мідь, а також сільськогосподарські стоки.

Свинець. В останні роки в умовах інтенсивного застосування цього металу в промисловості і в сільському господарстві, особливо небезпечним джерелом його надходження стають стічні води металургійних, металообробних, хімічних виробництв. Одним із серйозних джерел забруднення поверхневих вод сполуками свинцю є спалювання вугілля, застосування тетраетил свинцю як антидетонатора в моторному паливі, а також викиди у водойми із стічними водами рудозбагачувальних фабрик, металургійних підприємств, хімічних виробництв і шахт [15].

Кадмій. Значні кількості кадмію вносяться в поверхневі води у результаті господарської діяльності. Щорічні викиди кадмію в воду становлять 0,01 – 0,1 мкг в 1л. В ґрунт він потрапляє з пилом і осадами в районі металургійних підприємств, великі його кількості містяться у відходах гальванічних і лакофарбових підприємств, він попадає на сільськогосподарські землі з добривами у вигляді шламів стічних вод, з фосфорними добривами і гербіцидами [15].

Кобальт. Сполуки кобальту, як і інших ВМ попадають в поверхневі

води в результаті процесів вилуговування мідноколчеданних руд, екзогенних мінералів і порід, із ґрунтів при розкладанні організмів і рослин. Однак в останні роки в умовах інтенсивного застосування цих металів в промисловості і сільському господарстві особливо небезпечним джерелом їх надходження стають стічні води металургійних, металообробних, хімічних виробництв [15].

1.4. Вплив важких металів на екологічний стан організмів у гідроекосистемах

Мідь. Мідь – один із найважливіших мікроелементів, який бере участь в процесі фотосинтезу і впливає на засвоєння азоту рослинами. Мідні добрива сприяють синтезу білків, жирів і вітамінів рослинними організмами. Фізіологічна активність міді в організмі зв'язана, головним чином, з діяльністю деяких ферментів, до складу яких вона входить (наприклад, лактази, оксидази та ін.) [32].

Свинець. Свинець для організмів є одним із найсильніших токсикантів. Встановлено, що неорганічні сполуки свинцю (Pb^{2+}) порушують обмін речовин і виступають інгібіторами ферментів. Тривале використання вод навіть з низькою концентрацією цього металу – одна з причин гострого і хронічного захворювання. Встановлено також, що свинець-органічні сполуки типу алкілпохідних проявляють підвищену токсичність для живих організмів.

Кадмій. Кадмій – один із найбільш токсичних елементів як для рослинних, так і для теплокровних організмів. Сполуки кадмію, незалежно від їх агрегатного стану, дуже отруйні [17]. Менш розчинні його сполуки діють, в першу чергу, на дихальні шляхи і шлунково-кишковий тракт, а більш розчинні – після всмоктування в кров – уражають центральну нервову

систему (сильне отруєння), викликають дегенеративні зміни у внутрішніх органах (головним чином в печінці і нирках) і порушують фосфорно - кальцієвий обмін.

Кобальт. Кобальт належить до біологічно активних металів і завжди міститься в організмі тварин і в рослинах. В невеликих кількостях він сприяє стимуляції важливих фізіологічних процесів життєдіяльності останніх (інтенсивність фотосинтезу, дихання, водний обмін). Фізіолого-біохімічна роль кобальту полягає в тому, що даний метал підвищує активність різних ферментів [17].

Кобальт, що знаходиться в мінеральній формі, бере участь в багатьох неспецифічних реакціях. Він сприяє підвищенню інтенсивності тканинного дихання, активізує ферментативні реакції. Мінеральна і органічна (вітамін В₁₂) форми кобальту виконують дуже важливі функції в живому організмі, бо вони є потужним фактором кровотворення [5].

При відсутності чи нестачі сполук кобальту в їжі у живих істот розвиваються ознаки анемії. Разом з тим підвищені концентрації сполук кобальту є токсичними [19].

1.5. Механізм трансформації важких металів у гідроекосистемі

Визначення міграційних форм металів є необхідним моментом для вивчення особливостей поведінки ВМ в умовах поширення ландшафтів, що дає в кінцевому рахунку можливість вивчення загальних закономірностей міграції металів в біосферній оболонці планети.

Мідь. Мідь відносять до числа малорухливих елементів. Значна частина цього металу сконцентрована в органічній фракції донних відкладів і міцно в ній утримується. Беручи до уваги аналіз літературних даних, слід відмітити високу ступінь закомплексованості міді і, відповідно, невисоку

концентрацію розчинених форм міді у природних поверхневих водах. На процеси адсорбції значно впливає рН середовища, підвищення якого приводить до зростання кількості адсорбованого металу [16].

Для міді характерно домінування хемосорбції порівняно із слабкою фізичною сорбцією. Стійкість утворених завислих форм “метал – органічна речовина” змінюється так: $Co > Ni < Zn < Cu < Pb$. Відмічено, що органічні речовини, які містяться у воді утворюють з міддю розчинні комплекси, які слабо адсорбуються завислими частками.

Свинець. Найважливіша роль серед різних міграційних форм ВМ, включно свинцю, належить водорозчинним сполукам. Саме їх кількість і визначає інтенсивність включення свинцю в малий біологічний колообіг. В останні роки значна увага приділяється дослідженню процесів перетворення мінеральних форм металів в органічні (алкілування). Неорганічні сполуки свинцю (II), подібно до ртуті, в донних відкладах піддаються метилюванню з участю мікроорганізмів. В результаті утворюються сполуки типу Me_3Pb^+ і Me_4Pb . Мобілізація свинцю із донних відкладів завдяки процесам метилювання становить серйозну небезпеку для водної біоти.

Найбільш важливу роль в міграції свинцю в поверхневих прісних водах відіграють завислі форми. В річних водах кількість останніх часто досягає 98%. Згідно даних інших дослідників [2] в порових водах донних відкладів міститься незначна концентрація свинцю. Проте, деякі вчені [23, 27] все ж вважають, що у відновних умовах можливе часткове вивільнення свинцю і перехід його в інші фази, у тому числі і в порові води, завдяки значній участі оксидів заліза і марганцю у зв'язуванні останнього. Відоме, явище десорбції свинцю з рослин, при чому значно інтенсивніше, ніж десорбція ртуті і кадмію. [20].

Кадмій. Для кадмію, на відміну від $Pb(II)$, $Co(II)$ та інших, менш характерні завислі форми міграції, на долю яких в світовому річковому стоці припадає в середньому біля 65% []. Для багатьох річкових і озерних вод цей

показник ще нижчий і рідко перевищує 25 – 35% валового вмісту. Слабке зв'язування кадмію є однією з причин його міграції в основному у розчиненому стані. Згідно досліджень Линника П.М. [22-24] значну частину кадмію (від 22 до 32%) у донних відкладах водосховищ Дніпра знайдено в складі обмінної фракції, тому що, у воді даних водосховищ майже третя частина розчиненого кадмію мігрує у вигляді вільних (гідратованих) іонів Cd^{2+} , здатних адсорбуватися як завислими речовинами, так і безпосередньо частинами донних відкладів.

Була вивчена десорбція кадмію з річних осадів в присутності синтетичної хелатоутворюючої речовини, інших ВМ — ртуті, свинцю і міді при збільшенні солоності. В ґрунтах, сильно забруднених кадмієм, участь оксидів заліза і марганцю (що характерно для інших металів) в закріпленні кадмію не є провідною.

Основною формою тут є обмінна. Це означає, що метал, який поступив у ґрунт, в основному, присутній у ньому в рухливій формі. Ця обставина має негативне екологічне значення: обумовлює високу міграційну здатність елемента в ландшафті і приводить до підвищеної забрудненості потоку речовин з ґрунту в рослини.

Дані Перельмана А.І. [28] свідчать про те, що група пріоритетних ВМ – Cd, Pb, Cu – володіє значною рухливістю в кислому середовищі і стає інертною при зміні реакції середовища на лужне.

Кобальт. Кобальт бере участь в синтезі вітаміну B_{12} , впливає на процеси фотосинтезу, росту, розмноження, при чому в процес біогенної міграції він включається не тільки з водної товщі, а також із донних відкладів [23]. Слід відмітити, що виділення кобальту з організму майже не відбувається [26].

Це підтверджує положення про те, що морські організми концентрують в собі кобаламіни в кількості, що в багато разів перевищує їх вміст у воді, приймаючи тим самим активну участь в біогенній міграції [19]

1.6. Особливості розподілу та акумуляції важких металів у складових гідроекосистеми

У природних водах найчастіше зустрічаються сполуки міді (II). Серед небагаточисленних сполук міді (I) найбільш поширені важкорозчинні у воді Cu_2O , Cu_2S , CuCl і деякі інші, тому розчинна Cu (I) практично не виявляється в поверхневих водах. Вміст міді в поверхневих водах коливається від декількох мікрограм до десятків, рідше сотень мікрограм в 1 л [3]. Найвищі концентрації виявлені – 3,9 мг/л [6].

У водному середовищі мідь може знаходитися і в трьох основних формах: завислій, колоїдній і розчиненій. Остання може включати як вільні іони міді так і комплексні її сполуки з органічними і неорганічними лігандами. Форми знаходження міді визначаються фізико-хімічними, гідродинамічними і біологічними параметрами водного середовища [11].

Великий вклад в адсорбційні процеси мікроелементів в природних водах вносять гідроксиди заліза, марганцю, алюмінію. Особливо висока адсорбційна спорідненість у оксиду Mn (II) виражена по відношенню до іонів Cu^{2+} []. В інтервалі рН від 2,0 до 8,0 вибірковість поглинання іонів металів аморфним MnO_2 визначається наступним рядом: $\text{Cu} > \text{Co} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Ni}$. Адсорбційна здатність MnO_2 залежить від рН, розміру частин і їх віку [12].

У природних умовах найбільш поширені сполуки свинцю, в яких він знаходиться в ступені окислення +2. Концентрація розчиненого свинцю в незабруднених водах суші, як правило, не перевищує 3 мкг/л [12]. Високі концентрації свинцю можуть часто спостерігатись поблизу доріг, міст, що зв'язано із спалюванням бензину. Також поступлення стічних рудникових вод може підвищувати його вміст в навколишніх водах до ≥ 500 мкг/л [25].

Найбільш важливу роль в міграції свинцю в поверхневих прісних водах відіграють завислі форми. В річних водах кількість останніх часто досягає 98% [23].

Істотний вклад в адсорбційні процеси вносять органічні речовини, що входять до складу завислих речовин. Глинисті частки також є досить ефективним адсорбентом для іонів Pb^{2+} .

Кадмій – типовий розсіяний елемент. За своїми властивостями він близький до цинку і міститься як додатак в цинкових рудах. Вміст кадмію в земній корі складає біля $1,3 \cdot 10^{-5}\%$ (за масою) [15]. Кадмій утворює обмежене число природних сполук, основний його мінерал – грінокіт CdS .

Кадмій належить до числа типових забруднюючих елементів поверхневих вод. У незабруднених і слабозабруднених річних водах концентрація кадмію складає 0,01- 0,1 мкг в 1 л. У забруднених водах вміст кадмію може досягати десятків мікрограмів в 1 л. [30].

Перевага в складі розчинених форм кадмію (II) вільних іонів Cd^{2+} пояснюється, головним чином, малою міцністю його комплексів з гуміновими і фульвокислотами, а також із іншими органічними комплексоутворювачами природних вод. Так, було встановлено, що у водному розчині, який містить 20 мг/л гумінових кислот, біля 37% кадмію (II) залишається незакомплексованим, тоді як мідь (II) в тих самих умовах повністю зв'язана в комплекси навіть при концентрації гумінових кислот, що дорівнює 2 мг/л [17].

Для кадмію (II) характерно досить інтенсивне його поглинання гідроксидами металів. Слід підкреслити, що спорідненість іонів Cd^{2+} до гідроксидів металів виражена меншою мірою, ніж у Pb (II), Cu (II) [4].

Кобальт частіше зустрічається в сполуках з миш'яком у вигляді мінералів – кобальтового шпейсу $CoAs_2$ і кобальтину $CoAsS$ (кобальтовий блиск). Найбільш поширені сполуки кобальту із ступенем окислення +2. Крім того, відомі сполуки в яких кобальт проявляє ступінь окислення +3.

Концентрації кобальту в природних водах характеризуються відносно невисокими показниками. Вміст металу в незабруднених прісних водах коливається в межах 0,04 – 8 мкг/л [13]. Найбільші концентрації цього

металу у воді 1800 мкг/кг [1]. Дані Линника П.М. 24[1] свідчать про те, що майже до рН=9 кобальт існує у вигляді вільних іонів Co^{2+} . Це значною мірою погоджується з даними про розподіл гідросокомплексів $Co(II)$ в умовах природних вод, що піддаються незначно гідролізу.

Інтенсивність процесу комплексоутворення в значній мірі залежить від рН середовища [22]. Не виключена можливість і адсорбції іону кобальту завислими частками. Кобальт потрапляє із літосфери в гідросферу за рахунок завислих у воді часток, кількість яких різко збільшується у весняні місяці року [17].

Прибережний мул

Прибережний мул (донні відклади) – складова частина водної екосистеми, що знаходиться у взаємозв'язку із водною товщею. Накопичення VM на дні водойми і ремобілізація їх із донних відкладів – один із важливих механізмів регуляції вмісту цих речовин у водному середовищі, що впливає на біопродуктивність водних екосистем і якості води в них.

Інтенсивна адсорбція міді обумовлює її високий вміст в донних відкладах (298 мг/кг). Темпи адсорбції залежать від присутності глинистих часток, лігандів, гумінових кислот, залізомарганцевих оксидів, рН та інших катіонів, що зв'язують мідь. Наприклад, підвищення рН середовища приводить до зростання кількості адсорбованого металу [9].

У органічній фракції донних відкладів водосховищ Дніпра міститься до 85% міді. Цього і слід очікувати, бо мідь утворює достатньо міцні комплексні сполуки з природними органічними лігандами, особливо з гуміновими і фульвокислотами. Ступінь її зв'язування в комплекси з розчиненими органічними речовинами (РОР) досягає 98 %. Оскільки значна частина міді сконцентрована в органічній фракції і міцно в ній утримується, то її слід віднести до числа малорухливих елементів.

Згідно літературних даних [20] в деяких районах вміст *свинцю* в донних відкладах може досягати 6000 мг/кг сухої ваги і навіть більше. В

незабруднених районах вміст свинцю в донних відкладах водних систем коливаються в межах 2 – 50 мг/кг.

При відсутності розчинних форм свинець практично повністю адсорбується і осаджується при $pH > 6,0$. В кислому середовищі гумінові кислоти адсорбують свинець більш інтенсивно, ніж глинисті частинки. Зворотній процес спостерігається при $pH \geq 6,5$, коли формуються Pb – гумінові розчинні комплекси. Однак і в цьому випадку глинисті частки можуть конкурувати з розчиненими Pb – гуміновими комплексами і зв'язувати свинець з твердою фазою.

Адсорбція кадмію донними відкладами зростає з підвищенням pH і при досягненні pH ізопотенціальної точки (≥ 7 для Cd) вільний іон адсорбується майже повністю. У присутності адсорбентів величини pH для осадження кадмію різко знижуються.

На відміну від ртуті, алкілування і метилювання кадмію не спостерігали в природних середовищах — ні у воді і осадах, ні у живій речовині. Є дані про утворення в лабораторних умовах метилкадмію як проміжного продукту [27].

Найбільші значення вмісту *кобальту* виявлені у воді приплотинної ділянки Каховського водосховища – (32,1 мг/кг) [2]. Відмічено, що найбільше кобальту зосереджено в літогенній (нерозчинній формі), до 70,6% в різних водосховищах. Незначна кількість кобальту міститься в оксидній, органічній і карбонатній формах, і дуже мало – в обмінній формі.

Грунти

Грунт – верхній горизонт літосфери, включений в біологічний колообіг при участі рослин, тварин і мікроорганізмів, ділянка найвищої геохімічної енергії живої речовини.

Разом з біогенною акумуляцією, що спрямована знизу вверху, в ґрунтах спостерігається і нисхідна міграція водних розчинів (вилуговування). В болотних, лукових та інших супераквальних (надводних) ґрунтах низин

додатково спостерігається накопичення хімічних інгредієнтів з ґрунтових вод. У таких ґрунтах – це торф'яні та глинисті горизонти [20]. Слід нагадати, що в глинистому середовищі багато ВМ є рухливими і утворюють легкокорозинні сполуки (особливо з органічними кислотами).

Мідь в ґрунтах знаходиться в різних сполуках. За даними [15] в ґрунті знаходяться наступні форми міді: водорозчинна; обмінна; мідь у важкорозчинних мідних солях; мідь в мінералах; мідь в металоорганічних сполуках; рухлива чи мідь, що засвоюється рослинами.

Найбільш рухлива – водорозчинна мідь, що знаходиться у невеликій кількості у ґрунтовому розчині в іонній формі. Обмінна мідь є частиною загальної міді, яка бере участь у формі катіона в обмінних реакціях. Вона адсорбована органічними і мінеральними колоїдами ґрунту. При високій рухливості міді в ґрунтах можливі значні міграції її з підвищених елементів рельєфу в понижені (особливо на крутих схилах) з внутрішньоґрунтовим боковим стоком в дрібні річки, ставки.

Домінуючим процесом, що регулює концентрацію *свинцю* в природних розчинах, є процес осадження – розчинення важкорозчинних сполук [24].

Розчинність сполук свинцю залежить від ряду факторів. Серед них першочергове значення має реакція середовища. Від рН залежить не тільки розчинення – осадження гідроксидів, але й розчинність солей, утворених аніонами слабких кислот.

Важлива роль в іоннообмінному поглинанні свинцю ґрунтами відводиться органічній речовині. Максимальна адсорбція по свинцю зменшується в ряді таких ґрунтів: чорнозем типовий > чорнозем вилужений > краснозем типовий > сірий лісовий ґрунт > дерново – підзолистий ґрунт.

Найвищі концентрації свинцю були знайдені в зоні забруднення свинцевоплавильним заводом (12200 мг/кг.) [32].

Кадмій у ґрунт, в основному, потрапляє з пилом та осадами в районі металургійних підприємств [], тому найбільша концентрація цього елемента

спостерігається в ґрунтах навколо металургійних підприємств. Найвищі концентрації кадмію спостерігались в шламах стічних вод 1500 мг/кг [23].

Акумуляція елемента в ґрунті залежить від його властивостей, від реакції середовища і наявності гумусу [13]. Нейтральна чи слаболужна реакція ґрунтового розчину (дерново – підзолисті окультурені ґрунти, чорноземи), а також високий вміст в ґрунті органічних речовин створюють сприятливі умови для міцної фіксації кадмію.

Комплексні сполуки показують неоднакову стійкість, оскільки вона залежить від властивостей взаємодіючих компонентів і реакції середовища. Загальний порядок стабільності комплексних сполук гумусових речовин з важкими металами, [] виглядає так: $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Ni^{2+} > Co^{2+} > Zn^{2+} > Cd^{2+} > Fe^{2+} > Mn^{2+}$. Видно, що комплексні сполуки кадмію володіють найменшою міцністю серед сполук металів, що описуються (Pb, Cu, Co).

Дані про вміст і розподіл *кобальту* в ґрунтах у літературі дуже обмежені. Його поведінка дещо схожа на поведінку міді в ґрунтах. Згідно класифікації [27] кобальт – метал рухливий і слаборухливий у відновному глеєвому середовищі та інертний в окислювальних і відновних сірководневих середовищах. Щодо рівня концентрування цих мікроелементів в ґрунтах і водоймах, то вони розміщуються в такому спадаючому порядку: $Mn > Zn > Cu > Co > I$ [32].

Продуценти

Одними із об'єктів, вивченню якого надається велике значення при оцінці токсикологічного забруднення є водні рослини – продуценти органічної речовини і кисню у водоймі. Власне рослини і є основними продуцентами органічних речовин: вуглеводів, білків, жирів, органічних кислот, вільних амінокислот, вітамінів та фізіологічно-активних речовин, які частково виділяються у воду і є лігандами для ВМ.

Зокрема, синьо-зелені та протококові водорості багаті на білки, діатомові містять жири. Зелені нитчасті водорості продукують здебільшого вуглеводи.

Із квіткових рослин ряска нагромаджує велику кількість білків. Очерет і рогіз синтезують вуглеводи [18].

Фотосинтетична діяльність рослин проявляється в тому, що вони засвоюють CO_2 , шкідливий для мешканців водойм, а іншу частину цього газу переводять у бікарбонатні та карбонатні іони як результат підлюговування води. Підлюговування води та збагачення її O_2 призводять до окислення ВМ (Cd, Co, Cu, Pb) до гідроксидів, які разом з карбонатами осідають на дно. Це значно очищує воду [6].

Нагромадження металів рослинами проходить, перш за все, шляхом їх адсорбції на клітинній стінці, що відмічено, наприклад, для *Chlorella stigmatofora* і *Ch.vulgaris* [18]. Саме цим і пояснюється максимальне поглинання ВМ рослинами відразу ж після внесення металів в їх культуру. Відмічено, наприклад, швидке зв'язування міді, кадмію і кобальту синьо-зеленими водоростями, при якому 90% металу зв'язувалось у першу хвилину.

Темпи поглинання міді водними рослинами залежать від її концентрації в середовищі існування. Крім того, вона багато в чому залежить від виду рослини, що і призводить до різної концентрації в них міді. Так, сильним акумулятором ВМ є рогіз, особливо його кореневище [18].

При “цвітінні” води синьо-зеленими водоростями у ставках відбувається різке зрушення рН в бік залуження. Саме в цей період в рослинах підвищуються концентрації Mn, Cu та інших елементів. Взагалі, рослинна клітина здатна активно поглинати речовини, що необхідні для її життєдіяльності, проти градієнту концентрації і активно накопичувати їх. Завдяки цій властивості рослини накопичують мікроелементи в концентраціях, які в сотні раз перевищують їх вміст в ґрунті і в тисячі разів – у воді. [4].

Високі рівні вмісту свинцю відомі для прикріплених рослин у забруднених водах. В цілому, в прибережних морських видах рослин, концентрація свинцю більш низька, ніж у прісноводних. Так, різні види

рослин біля берегів Великобританії містять Pb не більше 5 мг на 1 кг [28], а в бурих водоростях сильно забрудненої затоки Раритан (район Нью-Йорка) концентрація свинцю досягає 170 мг/кг. Відносно невисокий вміст свинцю в морських видах рослин обумовлений в основному інтенсивним розсіюванням цього елемента в прибережних водах [16].

Відмічено зниження стійкості гідробіонтів до ВМ при підвищенні температури. Велике значення має величина рН. В кислому середовищі збільшується токсичність свинцю, регулюється процес адсорбції металів на поверхні клітин [3]. Важливим фактором є твердість води, при підвищенні якої знижується концентрація іонів металу за рахунок комплексоутворення .

У водоймі, звичайно, спостерігається присутність не одного, а декількох металів, тому дуже важливо в практичному відношенні вивчення синергічної чи антагонічної дії металів на рослини. Неодноразово вказувалося, що токсичність одного металу зростає в присутності іншого. Вказується, що Pb здатний збільшувати токсичність інших металів. Метали Zn, Cd, Ag в поєднанні із свинцем викликають синергічний ефект, однак при високих концентраціях свинцю його взаємодія з кадмієм носить антагоністичний характер.

Оскільки між вмістом свинцю у воді і в тканинах рослин часто спостерігається добра кореляція, деякі види рослин використовуються в цілях біологічного моніторингу. Серед них, прісноводні види *Elodea*, *Cladofora* і естуарні *Fucus*, *Laminaria*.

Виходячи із загальної тенденції, що була описана вище, продуценти акумулюють свинець (як і інші ВМ) в найбільшій кількості [24].

Кадмій виявляє високу токсичність по відношенню до різних організмів і рослин (зокрема водоростей). Кадмій залежно від концентрації посилює чи пригнічує деякі ферментативні процеси, однак його дія в ряді випадків неспецифічна, оскільки аналогічний ефект може бути зумовлений іншими елементами, наприклад, цинком [26].

В цілому існує позитивна кореляція між загальними концентраціями у воді і тканинах рослин. Аналогічно вміст у бентосних видах позитивно корелює з концентраціями в осадах. Встановлено, що при дії на *Selenastrum carpicornutum* комбінації металів (Cu, Zn і Cd) (Cu і Cd) знижують ріст водоростей слабше, ніж рівні концентрації міді. Це свідчить про зниження кадмієм токсичності міді. Як повідомлялося вище метали Zn, Cd і Ag разом із свинцем викликають синергічний ефект, однак при високих концентраціях свинцю його взаємодія з кадмієм насить антагонічний характер [22]. Присутність марганцю і заліза у воді інгібує поглинання кадмію. Цинк і кобальт не впливають на нього.

Низькі температури послаблюють поглинання кадмію, що відображає зменшення ефективності його зв'язування і зниження метаболізму тканин. Крім того, оскільки різниці в температурі води впливають на швидкість росту, то у водоростях, що швидко ростуть, його може бути відносно менше, особливо навесні і раннім літом.

Адсорбція кадмію молодими культурами водоростей, що швидко ростуть, слабша, ніж старими культурами, що перестали рости. У деяких видів поглинання йде значно швидше в твердій воді, ніж у м'якій і залежить від рівня концентрації кадмію [30].

Найвищі концентрації кобальту у продуцентів спостерігались у макрофітів в районі Бермудських островів (10,52 мг/кг) [12].

Морфометричні характеристики водойми наведено у таблиці 2.1. [29]

Таблиця 2.1

Морфометричні характеристики Тернопільського ставу

Довжина, км	Ширина, км (макс./сер)	Глибина, м (макс./сер)	Об'єм повний, км ³	Об'єм корисний, км ³	Протяжність берегової лінії, км
3,6	1/0,830	12/4,2	12,64	6,63	7,8

2.2. Методи досліджень

Для дослідження вмісту Co, Cu, Pb, Cd у воді, прибережному мулі, прибережних ґрунтах та водоростях, їх зразки відбирали в 5 різних місцях Тернопільського ставу (рис. 2.1): 1 – біля міського пляжу; 2 – поблизу автомобільної дороги; 3 – біля заплави р. Серет (фільтр на шляху міграції елементів); 4 – низинна ділянка ставу (надходження техногенних викидів із стоком, із річкової води, з атмосферних опадів); 5 – в ділянках заболоченого схилу (постійне обводнення).

Воду відбирали з поверхневого горизонту ставу, а проби прибережного мулу та водної рослинності – на глибині біля 50 см. Зразки висушували в термостаті при температурі 105° С, розтирали в ступці до порошкоподібного стану.

Згодом 0,25 г абсолютно сухого мулу чи ґрунту поміщали в платиновий тигель, додавали 2,5 мл суміші HF і 2,5 мл HClO₄ та випарювали насухо. Потім додавали 2,5 мл HF і 0,25 мл HClO₄ і нагрівали до виділення білих парів. Після цього знову додавали 0,25 мл HClO₄.

Залишок розчиняли в 2,5 мл HNO₃. Спалювання та підготовку зразка водоростей (0,25 г висушеної маси) здійснювали аналогічно, за методикою [31] і згідно модифікації розробленої у відділі екотоксикології і гідрохімії

Інституту гідробіології НАН України [25].

Отримані нітратні розчини використовували для визначення вмісту важких металів, яке здійснювали методом атомно-адсорбційної спектрофотометрії на спектрофотометрі С-115 при відповідних довжинах хвиль, які відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів.

Визначення вмісту міді проводили при довжині хвилі 324,7 нм, ширині щілини 0,4 з чутливістю 1 і з інтенсивністю 100.

Визначення вмісту свинцю проводили при довжині хвилі 283,3 нм, ширині щілини 0,4 з чутливістю 2 і з інтенсивністю 100.

Визначення вмісту кобальту здійснювали при довжині хвилі 240,7 нм, ширині щілини 0,4 з чутливістю 1 і інтенсивністю 100.

Визначення вмісту кадмію здійснювали при довжині хвилі 228,8 нм, ширині щілини 0,4 з чутливістю 1 і інтенсивністю 40.

Статистичну обробку одержаних даних здійснювали за методом []. Концентрацію металів виражали в мг на 1 кг сухої маси досліджуваних зразків.

Згідно [27] органічна частина прибережного мулу відіграє активну роль в накопиченні ВМ. Для визначення впливу органічної речовини (ОР) донних відкладів Тернопільського ставу на вміст ВМ проводилось прожарювання проб при 700°C. Втрати при прожарюванні приймалися за вміст ОР в прибережному мулі.

Гідрологічні, гідрохімічні та фізико-хімічні параметри води Тернопільського ставу досліджували у гідрохімічній лабораторії Тернопільводгоспу з використанням стандартних сертифікованих методик гідрохімічного аналізу [25-27, 31].

РОЗДІЛ 3

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1. Історичні дослідження та топологія ставу

У різні часи дана водойма називалась „Тернопільське водосховище”, „Комсомольське озеро”. Зараз це „Тернопільський став”. За своїми гідрохімічними характеристиками та об’ємом дана водойма – водосховище.

Польські історичні джерела свідчать, що першому закласти став для розведення риби на території сучасного Тернопілля спало на думку польському магнату Вацлаву Баворовському у 1525 році. У 1540 році ці землі передані Яну Тарнавському, який побудував пристосований до оборони замок, церкву для захисту яких створюється штучний став [10]. Став не був постійною спорудою. Історія, позначена трагічними поворотами, свідчить про спалювання міста і руйнування дамби.

Описи 1896 року стверджують, що місто з південно–західного боку омивав став довжиною чотири кілометри і шириною один кілометр. Він вважався найбільшим у Галичині [10]. У цей час став виконував господарську функцію. У ньому розводили рибу різних видів, якими торгували за межами міста. Ближче до двадцятого століття з різних причин рибне господарство занепадає. Став заростає очеретом і поступово взагалі зникає.

До 1939 року територія Тернопільської області ще входила до складу Польщі і, оскільки р. Серет являла собою природній кордон, то в 30–ті роки з міркувань стратегічного характеру був споруджений каскад гребель із шлюзами. На базі існуючого гідровузла в 1956 році у смuzі міста Тернополя було створено став. Був реставрований замок, з’явилася нова гребля, набережна, створювались штучні острови для відпочинку.

Термічний режим ставів третьої групи, за класифікацією [28], найбільш складний. Став можна схарактеризувати, як глибокий слабо-протічний прісноводний став в умовах помірного клімату. У режимі температури води в

ставі виділяються чотири сезони (періоди): весняного нагрівання, літнього нагрівання, осіннього охолодження, зимового охолодження.

Узимку під льодом в ставі встановлюється зворотна температурна стратифікація (рис. 3.1) [16]. У поверхневому шарі температура близька до 0°C , у придонному шарі – близько $3-4^{\circ}\text{C}$. У період *весняного нагрівання* температура води в поверхневому шарі підвищується. Цей процес розпочинається, коли став ще вкритий льодом, і продовжується після сходу крижаного покриву.

Коли температура поверхневого шару стане дещо вищою температури нижче-розміщених шарів, порушиться вертикальна щільнісна стійкість вод: більш щільна вода з температурою, близької до 4°C , починає опускатися, а менш тепла і менш щільна – підніматися до поверхні. Виникле інтенсивне вертикальне конвективне перемішування приводить до вирівнювання температури по вертикалі (рис. 3.1,б) настає *весняна гомотермія* (звичайно при температурі близько 4°C).

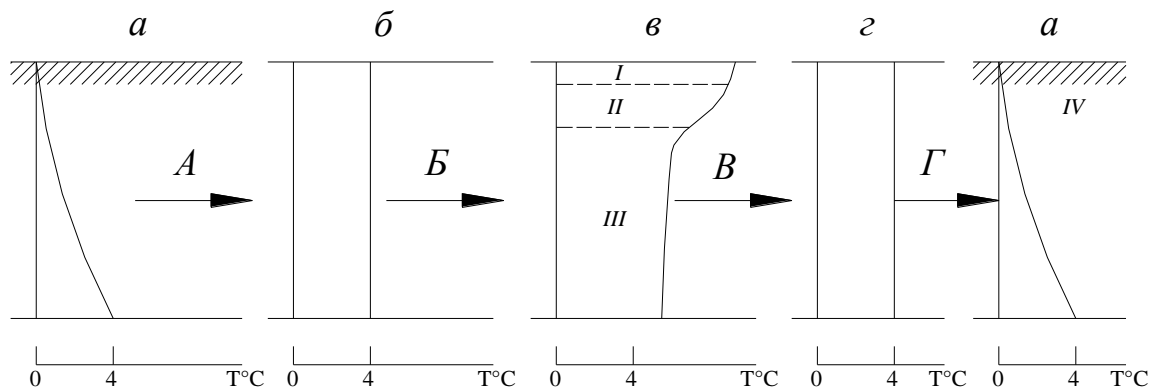


Рис. 3.1. Схема температурної стратифікації в ставах помірного клімату.

Примітки: А – весняне нагрівання, Б – літнє нагрівання, В – осіннє охолодження, Г – зимове охолодження. а – зворотня температурна стратифікація взимку; б – весняна гомотермія; в – пряма температурна стратифікація влітку; г – осіння гомотермія. I – епілімніон, II – металімніон, III – гіполімніон, IV – льодяний покрив.

У цей час створюються передумови і для вертикального динамічного

(вітрового) перемішування. Вода в товщі ставу може оновитися.

У період літнього нагрівання в ставі встановлюється пряма температурна стратифікація (рис. 3.1, в). Найбільш високу температуру матиме поверхневий шар води (епілімніон). Нижче цього шару лежить так званий шар температурного стрибка (металімніон). Основна ж товща ставкових вод зберігає відносно невисоку температуру.

Цей шар називається гіполімніон. У епілімніоні температура води може підвищуватися до 20-25°C, у гіполімніоні температура може зберігатися рівною 5-6°C. Отже, у шарі стрибка температура може різко змінюватися на величину до 20°C (при цьому вертикальні градієнти температури іноді досягають 8—10° С на 1 м).

Вертикальний розподіл температури в глибокому ставі у літню пору приведений на рис. 3.2.

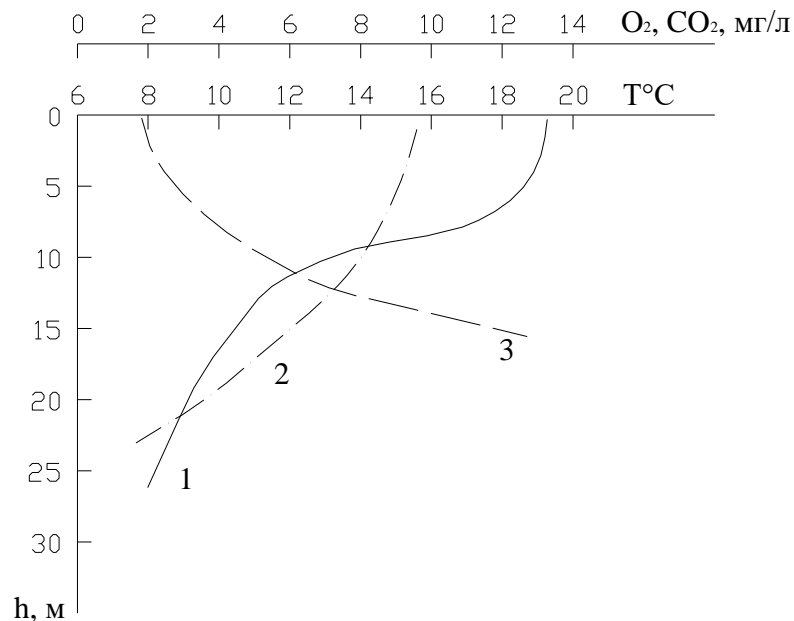


Рис. 3.2. Типовий розподіл по глибині: температури води (1), вмісту кисню (2) і діоксиду вуглецю (3) в глибокому ставі у літній період

У період осіннього охолодження температура в поверхневому шарі знижується. Після того як вона стане дещо нижчою температури нижче

розміщених шарів, більш щільні води починають опускатися вниз, виникає активне конвективне перемішування.

У результаті встановлюється осіння гомотермія (рис. 3.1, г). Як і під час весняної гомотермії, в цей час створюються умови і для вертикального динамічного перемішування. Вода і придонні шари, поновлюються. Гомотермія звичайно встановлюється при температурі близько 4° С, а іноді (при сильному вітровому впливі на поверхню ставу) і при дещо більшій температурі (5–6°С).

Нарешті, настає період зимового охолодження. У цей час, температура в поверхневому шарі поступово знижується до температури замерзання (0°С для прісних вод), на поверхні ставу утворюється крижаний покрив, а в товщі води встановлюється оборотня температурна стратифікація (рис. 3.1, а). Температура в придонних шарах знижується до 4° С, а іноді і до 2—3° С. а в мілководних ставах — і до 0,5—1°С. Але вода на глибинах ставу не досягає 0° і не замерзає, що охороняє живі організми від загибелі.

3.2. Гідрологічна та біологічна характеристика водойми

Основні гідрологічні характеристики ставу наведено у таблиці 3.1.

Таблиця 3.1

Гідрологічна характеристика Тернопільського ставу

Характер водного живлення	Площа водозбірного басейну до межі гідровузла, км ²	Об'єм стоку, млн. м ³	
		річний	повіддя
снігове, дощове, ґрунтове	926	17	6

Період весняного розливу припадає на березень – квітень, а замерзає став переважно з грудня по лютий, максимальна товщина льоду 45 см,

середня – 20. Основним джерелом постачання води у став, як і у річку Серет, є атмосферні опади. Частина їх попадає у водойму, безпосередньо випадаючи на поверхню води, інша частина – у вигляді схилового стоку – після короткочасного контакту з поверхнею ґрунту. А ще значна кількість води живить став з ґрунту, це підземні ґрунтові і артезіанські води [24].

Води малозабруднених річок, озер, водосховищ, в яких відбувається інтенсивна мінералізація органічних речовин (Тернопільський став) взагалі характеризуються як олігосапробні. У таких водних об'єктах внаслідок високої концентрації розчиненого кисню переважають окисні процеси. Із сполук азоту містяться нітрати, мало вугільної кислоти і відсутній сірководень. БСК_к не перевищує 1,6 мг О₂/дм³, що свідчить про дуже низький вміст органічних речовин у воді [17].

Як і інші водяні об'єкти, став багатий водними організмами (гідробіонтами). За умовами харчування водних організмів (трофічними умовами) став є евтрофним (стави з великим надходженням поживних речовин, великим вмістом органічної речовини, продукування якої веде до перенасичення киснем у поверхневому шарі води, а розкладання — до недостатчі кисню в гіполімніоні).

Істотний вплив на евтрофікацію ставу здійснює господарська діяльність – скидання забруднених вод, багатих сполуками фосфору й азоту (комунальні, сільськогосподарські і промислові стоки і т.д.).

3.3. Типологія забруднень Тернопільського ставу та їх види

3.3.1. Антропогенне забруднення

Зрозуміло, що води, які впадають у став, вносять в нього різноманітні забруднення. З атмосферними опадами у водойму попадають забруднення, які викидаються в повітря промисловими підприємствами, котельнями міста та транспортом. Найчастіше це оксиди сірки, азоту, фосфору, вуглецю,

свинцю, органічні речовини, сполуки важких металів.

Другим фактором формування хімічного складу води, котра попадає в став, стікаючи з берегів, є вимивання з поверхні ґрунту переважно неорганічних солей (сульфати, хлориди, карбонати і бікарбонати кальцію, магнію, свинцю, кадмію) і органічних сполук (рештки живих організмів і рослин у вигляді гумінових компонентів ґрунту, нафтопродукти та ін.).

Загальна кількість всіх цих забруднень визначається величиною сухого залишку при аналізі води. Як видно з таблиці і графіка (табл. 3.2, рис. 3.3), значення цього параметру майже наполовину менші допустимої норми для вод, 1-го класу чистоти (за європейськими стандартами). Зростання цього показника спостерігається навесні, коли талі води більше розмивають поверхню ґрунту.

Таблиця 3.2

Моніторинг стану води в Тернопільському ставі

Роки	Сухий залишок, мг/л			Окислюваність, мг/л O ₂			Азотовмісні речовини, мг/л			Розчинений кисень, мг/л		
	вхід	пляж	шлюз	вхід	пляж	шлюз	вхід	пляж	шлюз	вхід	пляж	шлюз
1998	230	230	220	4,5	4,5	5,8	0,01	0,02	0,03	9,05	10,3	10,1
1999	235	245	190	6,5	5,5	5,1	0,01	0,07	0,11	7,5	10,2	9,6
2000	286	310	306	5,0	4,2	4,4	0,02	відс.	0,04	8,2	10,4	9,9
2001	220	315	215	6,7	4,1	5,5	0,01	0,08	0,02	7,2	7,9	8,2
2002	383	350	334	7,3	4,6	5,8	0,01	0,02	0,02	6,4	6,8	7,9
2003	252	290	287	3,3	3,4	3,2	0,04	0,02	0,1	11,4	11,9	11,1
2004	250	280	341	5,2	6,0	6,5	відс.	відс.	відс.	7,7	8,8	7,9
2005	256	276	308	5,3	5,7	5,2	відс.	відс.	відс.	9,3	9,5	10,2
2006	259	281	298	4,6	6,1	7,9	відс.	0,02	відс.	10,4	11,4	11,1
2007	263	280	300	18,0	21	17,2	відс.	відс.	0,03	6,4	9,2	8,9
2008	263	290	280	-	0,05	0,07	0,1	8,6	8,9	9,0		
2009	290	-	290	6,9	-	-	0,3	відс.	0,3	9,8	-	11,1
Допустимі значення у воді I класу												
не більше 1000			3 -5			не більше 0,08			не менше 4,0			

Окремі епізодичні збільшення параметру можуть бути пов'язані зі зливними дощами, частими вітрами з боку промислових підприємств і випадковими явищами. Частіше значення величини сухого залишку для ставкової води вищі біля шлюзових затворів дамби, що пояснюється більшою глибиною і меншим водообміном в цьому місці водойми.

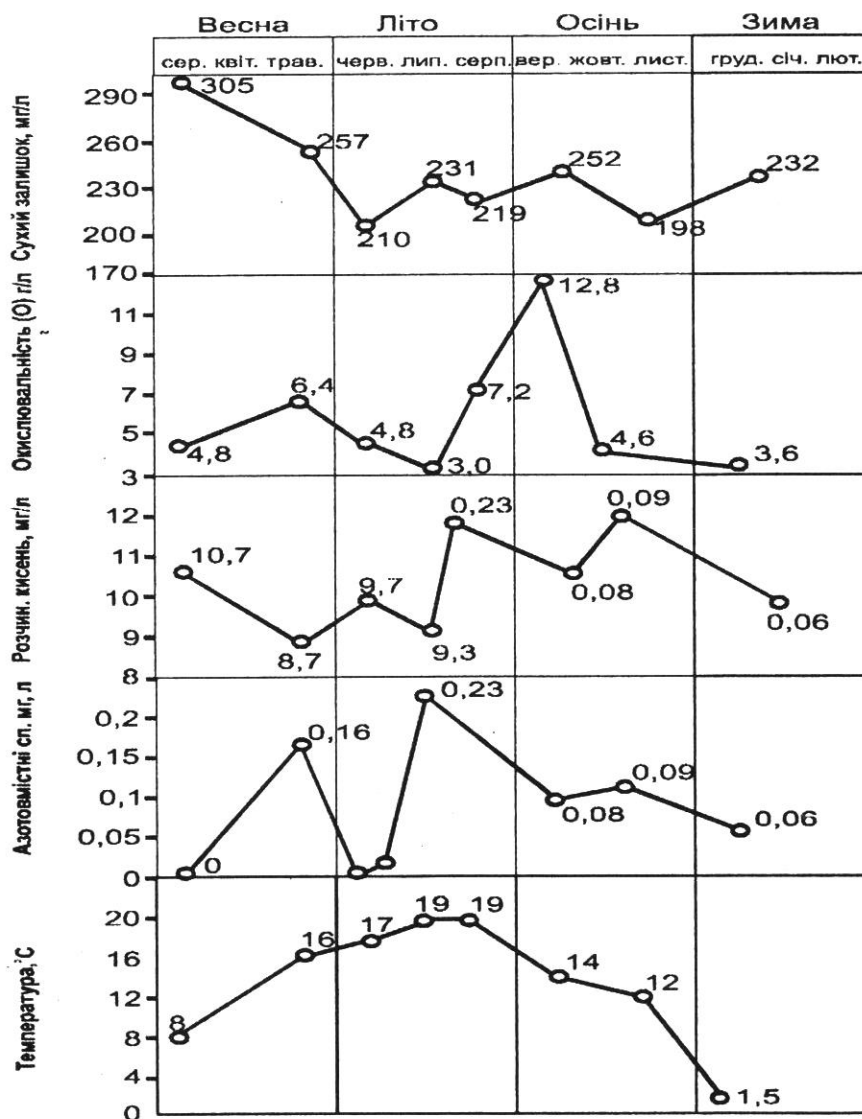


Рис. 3.3. Сезонні зміни параметрів води Тернопільського ставу

Одним з найпоширеніших в даний час шкідливих забруднень поверхневих вод є важкі метали та азотовмісні сполуки. Вони попадають у

воду р. Серет, а далі – в став в основному з ґрунту, де нагромаджуються при надмірному застосуванні різних агрохімікатів і органічних добрив в сільському господарстві. В процесі їх взаємоперетворень (комплексоутворення, гідролізу, осадження, нітрофікації, денітрофікації) утворюються шкідливі для природи і людини сполуки важких металів, нітрати, нітрити і аміачні сполуки.

Додатковим джерелом забруднення ними ставкової води є побутові стоки, які містять сполуки важких металів, рештки білкових речовин, амінокислоти (ці органічні речовини містять в своєму складі азот) в суміші з іншими хімічно активними сполуками (кислотами, жирами). Контролюючі природоохоронні служби виявили попадання таких стоків у став через зливні дощові колектори з берегової зони приватного житлового сектору.

Як показують аналізи, ставкова вода ще має ресурси для самоочищення від таких забруднень і їх вміст в ній невисокий. Проте, загальна тенденція до зростання забруднення довкілля все більше виснажує цю природну здатність водойми до самозбереження [11].

В Тернопільському ставі потік забруднень від стічних труб та інших точкових джерел поширюється концентрично, по радіусах, тому зони сапробності тут формуються за кільцевою схемою, а при штормовому та турбулентному перемішуванні вод межі між зонами сапробності стираються [4, 19].

3.3.2. Самозабруднення ставу

Під самозабрудненням розуміють надмірний рівень продукції органічної речовини, яка викликає погіршення якості води у водному об'єкті. Воно найчастіше пов'язане з масовим розвитком фітопланктону до рівня «цвітіння» води [32]. Самозабруднення спричиняється самою біомасою

водоростей та продуктами її деструкції. Розклад біомаси у таких випадках призводить до виходу у воду великої кількості органічних, мінеральних, в тому числі і токсичних речовин, які істотно погіршують якість води за значною кількістю показників.

Серед токсичних речовин виявляють поліпептиди, феноли, індол, скатол, сірководень та інші. На відміну від алохтонного надходження забруднень, таке явище отримало назву біологічного (вторинного) забруднення, або самозабруднення. Воно може відбуватись і внаслідок десорбції органічних і мінеральних речовин, накопичених у донних відкладеннях. Такі процеси більш інтенсивно протікають при дефіциті кисню і підкисленні водного середовища в анаеробних умовах [14].

У нормально функціонуючих водних екосистемах перебіг процесів продукування, засвоєння та деструкції автохтонних речовин за участю гідробіонтів збалансований. Завдяки цьому підтримується певний рівень якості води [22].

3.3.3. Самоочищення ставу

Власне процес розкладу і виведення забруднюючих речовин з колообігу водного середовища внаслідок взаємодії механічних, фізичних, хімічних, фізико-хімічних і біологічних факторів отримав назву самоочищення вод.

Механічне самоочищення — це процеси перетирання, механічного подрібнення окремих частинок, фільтрації забруднених вод через піщані ґрунти. Фізичні процеси самоочищення включають осадження (седиментацію) забруднюючих речовин під дією сил тяжіння.

Хімічне і фізико-хімічне самоочищення пов'язане з утворенням комплексних сполук, реакціями між окремими речовинами, сорбцією завислих частинок мулом, глиною, піском та іншими донними відкладеннями, окисненням нестійких речовин розчиненим киснем

(небіотичного походження). Біологічне самоочищення вод включає такі складові: біофільтрацію, мінералізацію органічних речовин, фотосинтетичну аерацію — реаерацію, біоаккумуляцію та біодетоксикацію.

Біофільтрацію здійснюють організми-фільтратори, головним чином, двостулкові молюски та планктонні ракоподібні. Пропускаючи через своє тіло велику кількість води і очищаючи її від завислих частинок, вони використовують органічні та деякі мінеральні речовини як корм, а решту виводять у воду у вигляді слизових грудок, що осідають на дно. Завдяки цьому відбувається освітлення води та зменшується концентрація забруднюючих речовин у ній [25].

Гідробіонти здатні накопичувати в організмі забруднюючі речовини, які знаходяться у воді. При цьому коефіцієнт їх накопичення КН забрудників може зростати у порівнянні з водою у тисячі—десятки тисяч і більше разів. Таке явище отримало назву біоаккумуляція, або біоконцентрування. Накопичення забруднюючих речовин у тілі гідробіонтів зростає при проходженні по трофічних ланцюгах [14].

Природні процеси самоочищення води переважно полягають також в окисленні забруднюючих домішок. Про їх кількісний вміст у воді свідчить такий параметр як окислювальність. Він показує, яка частина кисню, розчиненого у воді і необхідного для всієї водної біоти, витратиться на окислення і знешкодження шкідливих домішок, присутніх в товщі води. Як видно з даних моніторингу, вода нашого ставу має невисокий показник окислювальності, тобто витрати життєдайного кисню у воді на самоочищення невисокі. Але є тенденція до його збільшення в умовах загального забруднення довкілля.

В тому випадку, коли дія зовнішніх чинників переважатиме саморегулюючі можливості даної водної екосистеми, може виникнути ситуація, що призведе до її занепаду. Такі негативні зміни тягнуть за собою, як правило, значне збіднення видового складу рослинного і тваринного світу

та погіршення якісних характеристик води.

Основними джерелами поступлення кисню у Тернопільський став є газообмін з атмосферою, фотосинтез, а також: дощові і талі води, перенасичені киснем.

Тернопільський став, створений штучно, але в оптимальних умовах, дуже близьких до природних за час довготривалого формування воно набуло властивостей і характеру природної водойми. Враховуючи, що всі процеси становлення природного режиму і входження штучної водойми в природну нішу значно прискорені, воно є великою і багатою лабораторією.

Відомо, що найбільш біодоступними є розчинені форми металів. При цьому токсичний вплив на гідробіоти проявляють, головним чином, так звані вільні (гідратовані) іони ВМ, деякі їх гідроксокомплекси і метал-органічні сполуки [3]. До найбільш важливих процесів, які сприяють зниженню токсичності ВМ і тих, що відіграють істотну роль в самоочищенні води, відносять адсорбцію іонів металів завислими частками і комплексоутворення з участю розчинених органічних речовин (РОР).

Для досліджених металів міграція в розчинному стані є найбільш характерною. В неї можуть залучатися вільні іони металів та їх комплексні сполуки з органічними та неорганічними лігандами. Форми знаходження металів визначаються фізико-хімічними гідродинамічними і біологічними параметрами Тернопільського ставу (табл. 3.3).

Щодо процесів комплексоутворення в поверхневих водах ставу, то необхідно відмітити їх важливу роль в міграції ВМ. Основну роль в зв'язуванні металів відіграють РОР.

Став характеризується високою біопродуктивністю і значним різноманіттям органічних речовин – лігандів для ВМ. Відомо, що органічні речовини утворюють міцні комплекси з ВМ, завдяки чому зменшується інтенсивність адсорбційних процесів. Утворення комплексних сполук сприяє зниженню токсичності і біодоступності ВМ внаслідок зниження активності

гідратованих іонів, особливо у випадку домінування високомолекулярних комплексів.

Таблиця 3.3

Гідрохімічна характеристика води Тернопільського ставу в різні сезони року

Місяць	Показник						
	рН	завислі речовини	вміст солей, мг/л	вміст заліза, мг/л	розч. O ₂ , мг/л	Cl ⁻ , мг/л	SO ₄ ²⁻ , мг/л
квітень	7,4	4,5	556	0,16	4,8	70,9	121,6
травень	7,8	6,4	315	0,15	9,7	14,2	15,4
серпень	7,6	8,2	310	0,17	9,5	8,5	27,0
листопад	7,3	5,9	289	0,1	11,1	9,9	25
лютий	7,3	5,9	497	0,19	11,5	8,5	43,2

Концентрація комплексних сполук Cu, Co, Cd, Pb залежить від багатьох факторів. Зниження їх зв'язування в комплекси, як бачимо, спостерігається навесні. Це зумовлено, з одного боку, зростанням наповненості ставу в період весняного повновілля, а з іншого – зміною компонентного складу POP в цей період. В кінці весни і в першій половині літа, коли збільшується інтенсивність вегетаційних процесів, основну масу POP складають гумусові речовини, які принесенні у став з поверхневим зливом.

В кінці весни відмічена найнижча їх здатність до зв'язування металів в комплекси. Останнє, відповідно, зумовлює зростання концентрацій цих металів у поверхневих водах ставу.

Напевно, низька зв'язуюча здатність гумусу, що змивається з поверхні, пояснюється особливістю конформацій макромолекул, при яких активні (координаційні) центри стають недоступними для зв'язування металів.

3.4. Сезонний розподіл важких металів у гідроекосистемі

3.4.1. Весняний розподіл важких металів

Навесні виникає інтенсивне вертикальне конвективне перемішування водойми, що приводить до вирівнювання температури по вертикалі і настає *весняна гомотермія* (звичайно при температурі близько 4°C). У цей час створюються передумови і для вертикального динамічного (вітрового) перемішування. Вода в товщі ставу може оновитися. А це відповідно сприяє підвищенню концентрацій ВМ у водоймі.

Серед процесів, що визначають стан мікроелементів в природних водах, важлива роль належить адсорбції на завислих частинках. Загальновідомо, що завислі речовини за своїм складом представлені мінеральною і органічною складовими. Серед мінеральних компонентів переважають глинисті мінерали, оксиди, силікати, карбонати; органічна фракція включає важкорозчинні органічні сполуки (наприклад, гумусові), залишки мікроорганізмів і рослинних матеріалів (детрит).

Метали, які мають високу енергію кристалічного поля та значний від'ємний електричний потенціал чи малий іонний радіус (Cu, Co, Cd, Pb), досить добре адсорбуються з розчину завислими і колоїдними частинками і легко зв'язуються в комплекси. Процес адсорбції ВМ на завислих речовинах має виключно важливе екологічне значення, виступаючи, з одного боку, як фактор концентрування токсикантів, а з іншого – як показник самоочищення водойми. Адсорбція металів завислими речовинами водойми і осадження в донні відклади призводить до зниження токсичності водних мас.

Згідно отриманих даних гідрохімічного аналізу води Тернопільського ставу концентрація завислих речовин ВМ у травні, більша, ніж у квітні, що є поясненням зниження концентрації ВМ у травні. В останній місяць весни, також, починається вегетація макрофітів, а у водній товщі – розвиток фітопланктону (перше “цвітіння” води). Це призводить до збільшення

кількості ОР – лігандів для ВМ.

Винятком є тільки кадмій. Його концентрація у травні значно перевищує фонові значення у поверхневих водах.

Оскільки у травні спостерігались значні атмосферні опади, то можна припустити, що концентрація кадмію у воді зросла також за рахунок змиву верхнього шару ґрунту [17].

Прибережний мул (донні відклади) – це найбільш стабільна складова водних екосистем, в якому відображаються основні фізико-хімічні і біологічні внутрішньоводні процеси. Визначальну роль в перерозподілі ВМ відіграє міцність їх зв'язування з твердими субстратами прибережного мулу, яка зростає від обмінної фракції до залишкової [16].

Навесні у донних відкладах також формуються комплекси міді та кобальту з ОР природнього походження – залишками рослин, що сформувались ще у зимовий період. Цим пояснюються більші концентрації міді і кобальту навесні порівняно з літніми місяцями.

Навесні (у квітні і травні) перерозподіл кадмію, міді і кобальту майже однаковий. У свинцю концентрація дещо зменшується у травні. Можна передбачити, що свинець в цей період акумулювався іншими складовими трофічного ланцюга (зоопланктоном, рибами), а також нестійкістю комплексних сполук свинцю з глинистими частинками.

Ґрунт є відкритою підсистемою геохімічного ландшафту, яка пов'язана потоками речовин і енергії з приземною атмосферою, з сукупністю нижчих і вищих рослин і тварин, поверхневими і підземними водами. Ґрунт безпосередньо впливає на забруднення трофічного ланцюга екосистем [20].

В наших дослідженнях на початку вегетації ґрунти мали підвищений вміст ВМ (особливо у квітні). Це обумовлено впливом весняної повені, відкритості поверхні для надходження ВМ, інтенсифікацією геохімічно-трансформаційних процесів, що спричиняє утворення сполук між ВМ, рН ґрунтів. Зафіксовано залуження ґрунтів по вертикальному профілю навесні в

знижених ділянках поблизу водойм, що спричиняє утворення сполук ВМ зі складовими ґрунту. Одним із основних процесів, що впливає на стан ВМ в ґрунтах є їх закріплення гумусовими речовинами. Останнє здійснюється в результаті утворення важкими металами солей з органічними кислотами. Міграційні можливості ВМ при цьому в основному знижуються. Саме цією обставиною і пояснюється підвищений вміст важких металів у верхньому найбільш загумусованому шарі ґрунту.

Нисхідним міграціям ВМ заважають також гідроксиди і оксиди заліза та марганцю, які зазвичай концентруються у верхній частині профілю ґрунту. Захоплення ними ВМ може бути значним.

Як зазначалося раніше свинець і мідь утворюють стабільніші комплекси, ніж кобальт і кадмій, що пояснює їхні високі концентрації у ґрунтах. Як було сказано вище, що вилуговування свинцю з ґрунту майже не проходить. Він мігрує в основному в бікарбонатній формі, а також у складі органічних комплексів.

3.4.2. Літній розподіл важких металів

До кінця літа ступінь зв'язування металів в комплекси, зростає. Відповідно до цього, зменшується концентрація металів в поверхневих водах ставу. В цей період разом з гумусовими речовинами в комплексоутворенні беруть участь ОР – продукти метаболізму.

Влітку концентрація ВМ у воді, як правило, зменшується. Згідно даних гідрохімічного аналізу води Тернопільського ставу, концентрація завислих речовин навесні менша, ніж влітку. Це є ще одним поясненням ефекту зниження вмісту ВМ у воді влітку порівняно з весняними місяцями.

У другій половині літа при максимальній температурі води настає новий період бурхливого розвитку фітопланктону і друге “цвітіння” води. А власне рослини і є основними продуцентами ОР: вуглеводів, білків, жирів,

органічних кислот, вільних амінокислот, вітамінів та фізіологічно-активних речовин, які частково виділяються у воду і є лігандами для ВМ [16]. Як було сказано раніше, фотосинтетична діяльність рослин проявляється в тому, що вони засвоюють CO_2 , шкідливий для мешканців водойм, а іншу частину цього газу переводять у бікарбонати та карбонатні іони внаслідок підлугування води. Підлугування води та збагачення її O_2 призводять до окислення ВМ (Cu, Co, Cd, Pb) до гідроксидів, які разом з карбонатами осідають на дно. Це значно очищує воду. Концентрація кобальту дещо зростає у серпні.

Тривожним фактом є різке збільшення концентрації свинцю влітку. Одним із найвагоміших джерел забруднення поверхневих вод цим металом є тетраетил свинцю, що надходить з автомобільної дороги. Влітку, особливо у серпні-липні, спостерігається “цвітіння водойм”, що призводить до збільшення кількості мікроорганізмів. Значному підвищенню концентрації металу влітку сприяє також збільшення використання води у вказаний період [17].

Влітку має місце надходження ВМ у водне середовище із донних відкладів та їх акумуляція водною рослинністю внаслідок фізичного (хвилі, течії, пониження та підвищення рівня води), чи антропогенного (дноглибинні роботи, рух катерів), впливів, які ведуть до збільшення концентрації вільних іонів.

В прибережному мулі відрізняється поведінка свинцю і кадмію. В наших дослідженнях спостерігалось збільшення концентрацій кадмію в липні, а свинцю у серпні порівняно з весняними.

Загальний порядок стабільності комплексних сполук гумусових речовин з ВМ виглядає так: $\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Mn}^{2+}$. Ці дані ще раз підтверджують можливість наявності високих концентрацій свинцю у прибережному мулі. Концентрація кобальту зростає у серпні

Зниження концентрації свинцю у ґрунтах влітку можна пояснити

вимиванням цього металу у поверхневій воді ставу та акумуляцією водною рослинністю. Також слід нагадати про велику спорідненість іонів Pb^{2+} до утворення комплексів з оксидами Fe і Mn, а при зниженні рН і зміні окисно-відновної ситуації такі комплекси є нестійкими.

Зниження концентрації кобальту влітку пояснюється вилуговуванням, зміною рН та окисно-відновною ситуацією.

Концентрація кадмію в ґрунтах зростає від липня до серпня. Вважаємо, що кадмій володіє досить високою міграційною здатністю, особливо в межах рН 5-9.

Концентрація міді дещо зростає від квітня до травня, а у літній період різко знижується і зростає восени. В результаті зміни рН та окисно-відновної ситуації такі комплекси легко розкладаються. Тільки цим і можливо пояснити міграцію міді в ґрунтах, в цілому досить малорухливого елемента, а також, і кадмію. Аналогічне явище спостерігається і в прибережному мулі.

3.4.3. Осінній розподіл важких металів

Восени концентрація ВМ (окрім *Co*, *Pb*) у вересні дещо зростає. З пониженням температури повітря і води восени починають відмирати макрофіти, зменшується біомаса ставу. Рослини, поглинувши деяку кількість ВМ, за течією води опускаються в нижні ділянки водойми і там, відмираючи, викликають вторинне забруднення води, віддаючи їй ВМ, біогенні елементи та органічні речовини [].

Концентрація *Co* і *Pb* восени зменшилась. Свинець у вересні акумулювався в інших елементах середовища (прибережний мул, ґрунти). Кобальт, як відомо, відноситься до числа найбільш важливих біологічно-активних речовин. Тому можна передбачити, що протягом весни, літа та осені сполуки кобальту використались водною біотою.

Восени встановлюється осіння гомотермія. Як і під час весняної

гомотермії, створюються умови і для вертикального динамічного перемішування, вода і придонні шари поновлюються. Гомотермія, звичайно, встановлюється при температурі близько 4° С, а іноді (при сильному вітровому впливі на поверхню ставу) і при дещо більшій температурі 5–6°С. Це також сприяє підвищенню концентрацій важких металів у воді.

Відомо, що восени закінчується вегетація макрофітів. Рослини, відмираючи, осідають на дно, віддаючи важкі метали воді і донним відкладам, спричинюючи, таким чином, вторинне забруднення складових водної екосистеми.

Концентрація кобальту восени зменшується, бо, очевидно, його сполуки використались водною біотою.

Концентрація свинцю і частково кадмію зростає восени. Це можна пояснити закінченням вегетаційного періоду рослин та їх відмиранням.

Концентрація міді зростає у вересні і спадає у листопаді.

Тут спостерігається ситуація аналогічна літній, оскільки восени також спостерігається значне забруднення кадмієм, і гумінові кислоти ґрунтів перетворюються у фульвокислоти, комплекси з якими характеризуються незначною міцністю. Цим і пояснюється осіння міграція міді у ґрунтах, у цілому, малорухливого елемента.

Осінній перерозподіл *кобальту* у ґрунтах аналогічний прибережному мулу.

Зрозуміло, що вегетація у осінній період не така активна, як влітку, тому концентрація *Co*, *Pb*, *Cd* дещо зменшується у вересні. Збільшення концентрацій *VM*, які отримані в листопаді, можна пояснити тим, що адсорбція швидкоростучими молодими культурами в цілому слабша, ніж старими культурами (найбільше таких у серпні та листопаді). Особливо це стосується кадмію. Винятком є лише мідь. Її концентрація зростає у вересні (чутливість до діатомових водоростей) та спадає у листопаді (використання водною біотою, як біогенного елемента).

3.4.4. Зимовий розподіл важких металів

Взимку в ставах має місце період охолодження. В цей час температура в поверхневому шарі поступово знижується до температури замерзання (0°C для прісних водойм), на поверхні ставу утворюється льодяний покрив, а в товщині води встановлюється зворотна температурна стратифікація. Температура в придонних шарах знижується до 4°C , а деколи і до $2-3^{\circ}\text{C}$, але температура води на глибинах ставу не досягає 0°C [16].

Взимку концентрація всіх досліджуваних металів досить висока. Це пов'язано, в основному, із низьким значенням рН ($\text{pH}=7,2$). Як було сказано раніше, при таких умовах: зниження рН і зміні окисно-відновної ситуації, комплекси важких металів (гуматні і фульватні) легко розкладаються. Це, відповідно, зумовлює зростання концентрацій цих металів у поверхневих водах ставу. Найвищі концентрації у воді свинцю і міді.

Слід відмітити, що концентрації міді і свинцю завжди були досить високими. Тобто, можна зробити висновок, що в водній екосистемі саме цих мікроелементів є найбільше. І це не дивно, оскільки свинець є основним забруднювачем природних вод, а мідь одним із найважливіших біогенних елементів. Висока концентрація важких металів у зимовий період пояснюється також невеликою витратою води у цей період [17]. Це явище можна пояснити тим, що в меженний період важкі метали поступають з ґрунтовими водами більше, ніж з поверхневими і поверхнево-ґрунтовими водами.

В зимовий період має місце вторинне забруднення водного середовища важкими металами, що пов'язано із дефіцитом розчиненого кисню внаслідок довготривалого льодоставу. Більш підвищена концентрація мікроелементів в зимові місяці корелює з мінімальним ростом чисельності і біомаси фітопланктону. Очевидно, ці особливості сезонної зміни концентрацій елементів у водоймі зв'язані, з одного боку, з їх виносом при збільшенні

біомаси фітопланктону, а з другого – з вивільненням елементів після розкладу водоростей.

Таким чином, згідно наших досліджень кількісне співвідношення ВМ металів у воді можна подати рядами: квітень – Pd<Cd<Cu<Co; травень – Pb<Cd<Co<Cu; липень – Cd<Cu<Co<Pb; серпень – Cd<Cu<Co<Pb; вересень – Cd<Co<Pb<Cu; листопад – Co<Cd<Cu<Pb; лютий – Cd<Co<Cu<Pb.

В прибережному мулі концентрація біогенних елементів – кобальту і міді зростає. Це зрозуміло, оскільки вегетація у зимовий період не відбувається, відповідно, потреби у рослин і тварин в біогенних елементах немає. Рослини, відмираючи, осідають на дно водойми, віддаючи їй біогенні і токсичні елементи, і спричинюючи, таким чином, вторинне забруднення води та прибережного мулу. Абсолютно аналогічна ситуація спостерігається і в ґрунтах – збільшення концентрацій кобальту та міді, оскільки, наземні рослини, відмираючи, віддають біогенні елементи ґрунтам.

Згідно наших досліджень кількісне співвідношення ВМ металів у ґрунтах можна подати рядами: квітень – Cd<Co<Cu<Pb; травень – Cd<Co<Cu<Pb; липень – Cd<Co<Pb<Cu; серпень – Cd<Co<Cu<Pb; вересень – Cd<Co<Cu<Pb; листопад – Cd=Co<Cu<Pb; лютий – Cd<Co<Pb<Cu.

Отже, в складових середовища (вода, прибережний мул, ґрунти, водорості) встановлено, що зростання їх вмісту таке:

у квітні: для Co і Cu: вода < ґрунти < прибережний мул < водорості;

для Pb: вода < прибережний мул < водорості < ґрунти;

для Cd: вода < ґрунти < прибережний мул < водорості.

у травні: для Co, Pb, Cd: вода < прибережний мул < ґрунти < водорості;

для Cu: вода < прибережний мул < водорості < ґрунти.

у липні: для Cu: вода < прибережний мул < водорості < ґрунти;

для Pb, Cd, Co: вода < прибережний мул < водорості < ґрунти.

у серпні: для Cu, Cd: вода < прибережний мул < ґрунти < водорості;

для Pb, Co: вода < ґрунти < прибережний мул < водорості.

у вересні: для Cu, Pb: вода < прибережний мул < водорості < ґрунти;

для Co: вода < водорості < ґрунти < прибережний мул;

для Cd: вода < ґрунти < водорості < прибережний мул.

у листопаді: для Cu: вода < прибережний мул < водорості < ґрунти;

для Pb: вода < водорості < прибережний мул < ґрунти;

для Cd, Co: вода < ґрунти < прибережний мул < водорості.

у лютому: для Cu, Pb: вода < прибережний мул < ґрунти < водорості;

для Co: вода < водорості < прибережний мул < ґрунти;

для Cd: вода < ґрунти < прибережний мул < водорості

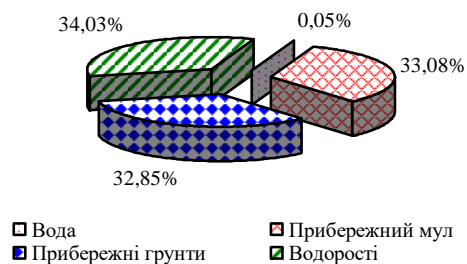
Порівнюючи результати досліджень з фоновими значеннями (табл. 3.4) встановлено, що Тернопільський став є забрудненою водоймою, особливо свинцем і кадмієм.

Таблиця 3.4

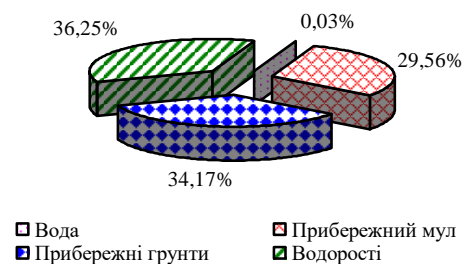
Стандартні фонові значення концентрацій металів для певних складових водного середовища

Метали	Складові водного середовища (мг/кг, мг/л)			
	вода	прибережний мул	ґрунти	водорості
Cu	0,002	20	50	10
Co	0,008	1,8	12	0,01
Cd	0,0001	0,1	1	0,15
Pb	0,003	50	60	0,22

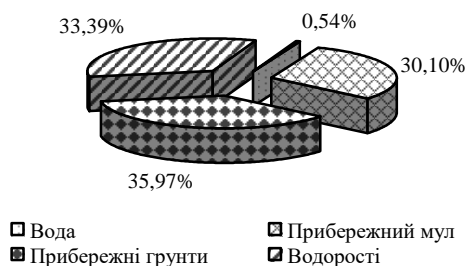
Отже, найбільш важливими складовими водного середовища щодо накопичення та акумуляції металів є прибережні ґрунти та прибережний мул, а щодо перерозподілу важких металів – водорості (рис. 3.4-3.7). Вода ж є середовищем, яке зв'язує складові екосистеми, де іони металів та їхні сполуки перебувають невеликий період часу, доки не акумулюються у інші складові водного середовища.



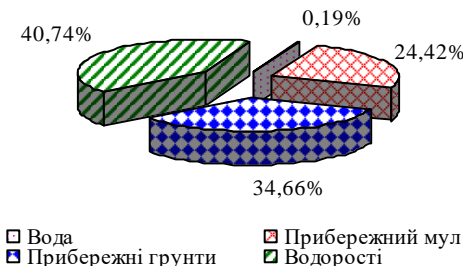
а)



б)



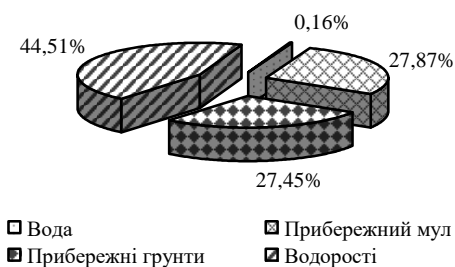
в)



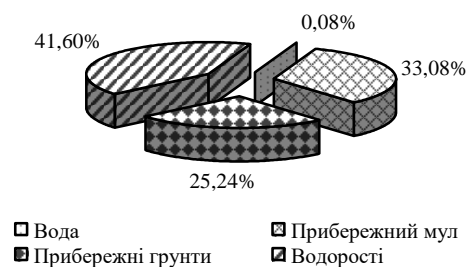
г)

Рис.3.4. Розподіл міді у складових середовища Тернопільського ставу

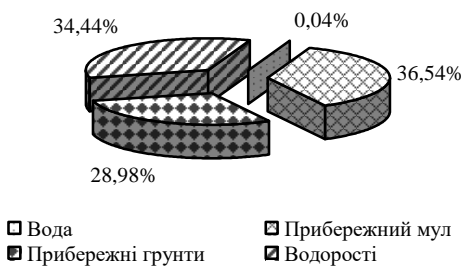
а) весна; б) літо; в) осінь; г) зима.



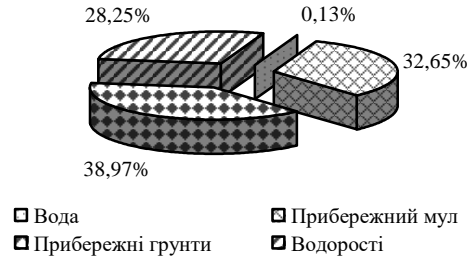
а)



б)



в)



г)

Рис.3.5. Розподіл кобальту у складових середовища Тернопільського ставу

а) весна; б) літо; в) осінь; г) зима.

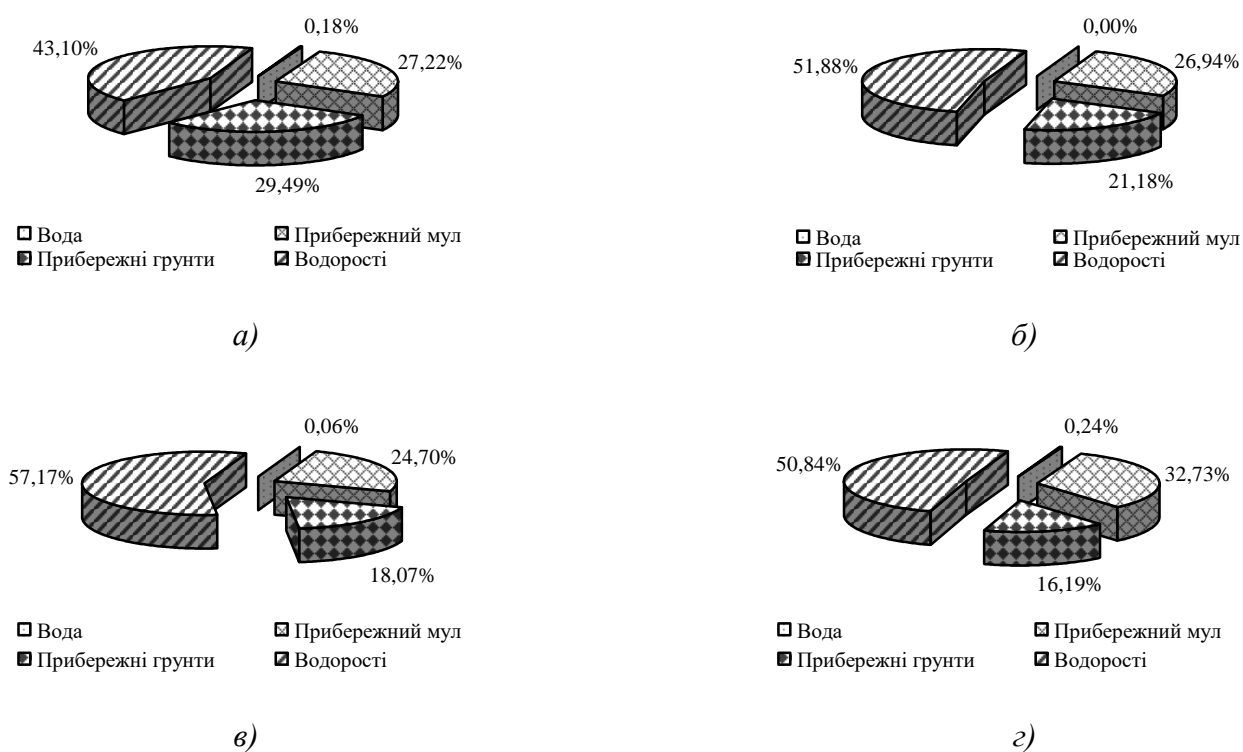


Рис.3.6. Розподіл кадмію у складових середовища Тернопільського ставу
а) весна; б) літо; в) осінь; г) зима.

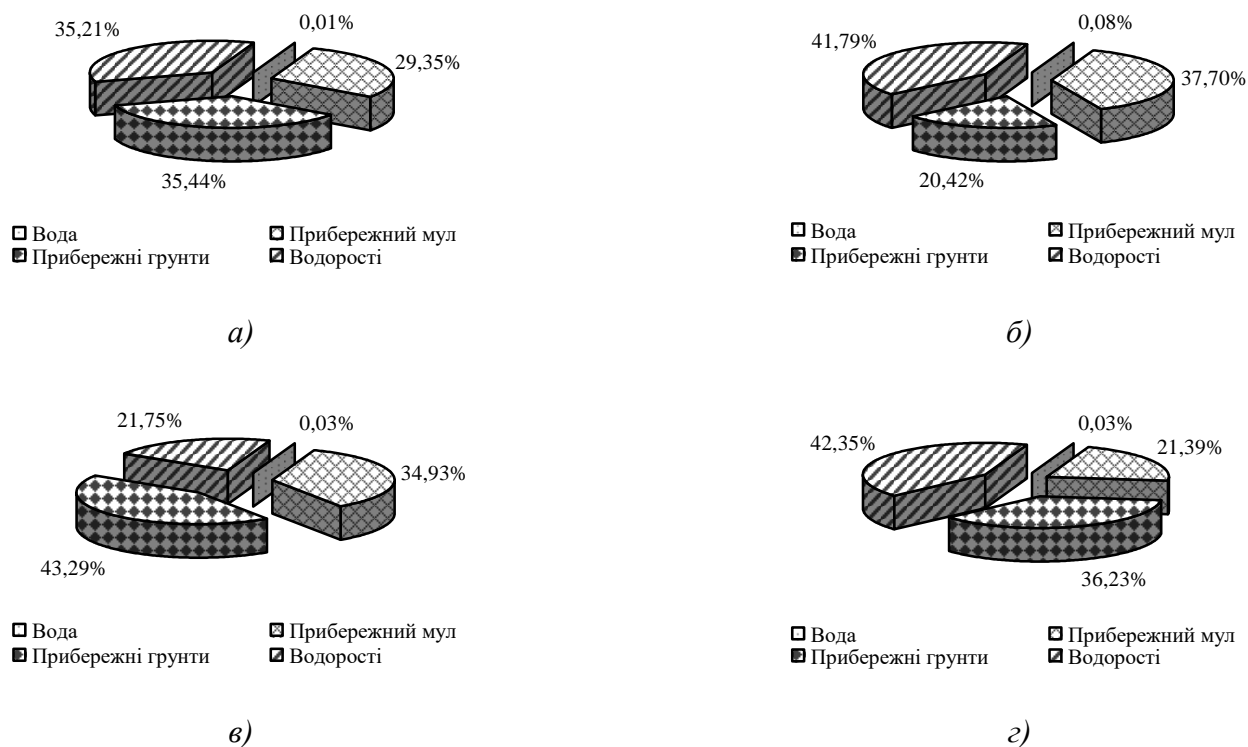


Рис.3.7. Розподіл свинцю у складових середовища Тернопільського ставу
а) весна; б) літо; в) осінь; г) зима.

РОЗДІЛ 4

ОХОРОНА ПРАЦІ

4.1. Заходи безпеки при відборі зразків води

При роботі по відборі зразків води працівникам необхідно строго дотримуватись правил особистої безпеки. Спеціалісти, перед виїздом в експедицію проходять інструктаж з техніки безпеки і здають іспит, про що робиться відповідний запис у журналі. До роботи допускаються працівники після проходження медичного огляду. Організація забезпечує працівників спецодягом, транспортним засобом, інструментами і тарою.

Тара, необхідна для відбору зразків, старанно запаковується і транспортується по місцю призначення. Всі роботи проводяться у світловий час дня. Необхідно дотримуватись правил безпеки при поведженні на воді.

Не куштувати воду невідомого походження. Остерігатися попадання її на відкриті ділянки тіла.

4.2. Заходи дотримання правил техніки безпеки при роботі в лабораторії

Організацією розроблена інструкція з техніки безпеки і охорони праці та пожежної безпеки. Регулярно проводиться інструктаж з техніки безпеки і в спеціальному журналі співробітники лабораторій підписуються про ознайомлення. До роботи в лабораторіях допускаються працівники, які пройшли інструктаж з техніки безпеки на робочому місці і здали іспит по техніці безпеки.

Забороняється працювати в лабораторії одній людині, обов'язкова присутність ще однієї особи.

Досліди, пов'язані з виділенням отруйних (або з неприємним запахом) речовин проводити лише у витяжній шафі.

Не можна брати сухі реактиви руками.

Не допускати розливання (розсипання) реактивів на робочому столі та підлозі, робочі місця завжди тримати в порядку.

Категорично забороняється пробувати реактиви на смак.

З метою економії, набирати речовини не більше, ніж вказано у методичних рекомендаціях.

При користування пробірками залишки рідин категорично забороняється струшувати на підлогу, з метою запобігання попадання їх на шкіру та одяг.

З концентрованими кислотами та лугами працювати лише у витяжній шаф.;

При розбавленні кислот, особливо сірчаної, необхідно повільно приливати їх у холодну воду при одночасному перемішуванні.

Остерігатись попадання на руки, обличчя чи одяг шкідливих речовин (лугів, кислот та ін.).

При опіках кислотами, лугами, уражені місця негайно обмити великою кількістю води, після чого у випадку кислоти – обмити розчином соди, а у випадку лугу – розчином оцтової кислоти.

При опіках гарячими предметами або полум'ям пальника, уражене місце треба занурити на декілька хвилин в концентрований розчин марганцевокислого калію.

Не можна нахилятися над киплячими розчинами.

При нагріванні пробірки з розчином, отвір її не слід скеровувати на себе.

Не запалювати ніяких газів чи парів, не впевнившись у тому, що вони не мають домішок повітря.

Бензин, ефір та інші речовини, що горять, не слід гасити водою. В таких випадках полум'я треба ізолювати від доступу повітря, накривши його негорючою тканиною, засипавши піском або застосувати вогнегасник.

Продукти взаємодії сильних кислот, лугів категорично забороняється виливати в раковину, їх слід вилити у спеціально відведений для цього посуд;

Весь посуд після роботи помити, висушити і покласти у спеціально відведене місце (шафа, стелажі).

Після завершення роботи необхідно мити руки.

Працювати в лабораторії дозволяється лише у спецодязі.

В приміщенні лабораторії необхідно мати вогнегасник, пісок, покривало, запас води. При виникненні пожежі вміло їх застосувати і терміново подзвонити по телефону 0-1.

При виявленні запаху газу слід відразу ж перекрити газовий кран, перевірити приміщення і викликати аварійну службу по телефону 0-4.

Кожен працівник лабораторії повинен вміти надати потерпілому першу медичну допомогу.

Так, при пораненні склом, потрібно вилучити осколки з рани, обробити її йодом, перев'язати уражене місце.

При термічних опіках 1 і 2 ступені ураження, ділянку ураження присипати питною содою або обробити 96%-м етиловим спиртом.

При отруєнні розчином аміаку – потерпілого напоїти слабким розчином кислоти або лимонним соком (щоб викликати блювання). Після чого дати випити олію чи з'їсти кусок масла.

При отруєнні парами сірчаної чи соляної кислот – потерпілого вивести на свіже повітря.

При отруєнні сполуками срібла – дати потерпілому випити велику кількість 1%-го розчину хлористого натрію.

При ураженні електричним струмом відмикають прилад від електромережі, роблять масаж серця, проводять штучне дихання. Після завершення роботи в лабораторії виключають всі електроприлади, вентиляцію (загальну і місцеву), перевіряють газ, світло і воду на предмет вимкнення.

ВИСНОВКИ

1. У дипломній роботі наведені закономірності акумуляції та перерозподілу важких металів у складових прісноводної гідроекосистеми (вода, прибережний мул, прибережні ґрунти, водорості) на прикладі Тернопільського ставу у різні сезони року.
2. Встановлено, що у складових гідроекосистеми Тернопільського ставу найвищими є вміст свинцю і міді. При порівнянні стандартних фонових значень концентрацій металів для певних складових водного середовища із нашими даними, виявлено, що Тернопільський став є досить забрудненою водоймою, особливо токсичними елементами (свинцем і кадмієм).
3. Встановлено, що найкращими акумуляторами важких металів є біотичні складові гідроекосистеми – рослини (водорості), що дозволяє зробити висновок про значну роль біотичних складових у перерозподілі та акумуляції важких металів у гідроекосистемах.
4. Зокрема, водорості найбільш доцільно використовувати для моніторингу забруднених водойм.

БІБЛОГРАФІЧНИЙ СПИСОК

1. Андрієнко Т.Л., Попович С.Ю., Головол О.Ф. Озер вода жива. – К.: Урожай, 1990. – 132 с.
2. Белоконь В.Н., Нахшина Е.П. Формы нахождения тяжёлых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра. III. Кобальт, медь, цинк // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 1. – С.99 – 105.
3. Брагинский Л.П. Основные принципы организации и проведения токсикологических экспериментов на прудах // Методики биологических исследований по водной токсикологии. – М.: Наука, 1971. – С. 237-249.
4. Брукс Р. Р. Химия окружающей среды. – М.: Химия, 1982. – 371 с.
5. Брукс Р.Р. Загрязнение микроэлементами // Химия окружающей среды / Под ред. Дж. О. М. Бокриса. – М.: Химия, 1982. – С. 371-413.
6. Бумбу Я.В. Микроэлементы в жизни фитопланктона. – Кишинёв.: Штиинца, 1976. – С.1-115.
7. Бурдин К.С. Основы биологического мониторинга. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 237 с.
8. Бурма В. Голуба хвиля Тернопільського ставу // Вільне життя.– 1999. – № 14. – С.2.
9. Варварина Г.В., Кочарян А.Г., Лапин И.А. Донные отложения и вторичное загрязнение водоемов // Вод. ресурсы. – 1988. – № 4.- С. 96 -99.
10. Васильчук О. Тернопільський став має вікову історію // Ровесник. – 1999. – № 12. – С.3.
11. Волков И.И. Химические элементы в речном стоке и формы их поступления в море (на примере рек Черноморского бассейна) / Проблемы литологии и геохимии осадочных пород и руд. – М.: Наука, 1975. – С. 85-113.

12. Гавриленко Е.Е., Золотухина Е.Ю. Накопление и взаимодействие ионов меди, цинка, марганца, кадмия, никеля и свинца при их поглощении водными макрофитами // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 5. – С. 54-61.
13. Гонтарь Ю.В., Крупский К.Н., Гончаров В.А., Кисилевский В.В. Изучение концентраций тяжёлых металлов в речном стоке с урбанизованных территорий // Водные ресурсы. – 1983. – № 4. – С. 89-95.
14. Горкин И.Н. Эколого-физиологические аспекты ионоконцентрирования микроэлементов гидробионтами в природных условиях // Эколого-физиологические и токсикологические аспекты и методы рыбохозяйственных исследований. – М.: ВНИРО. – 1990. – С. 7-21.
15. Гуменюк Г.Б. Вміст та міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Наукові записки ТДПУ. Сер. „Біологія”. – 2001. – Т. 2, № 14 – С. 190-193.
16. Гуменюк Г.Б. Сезонна динаміка вмісту і міграції міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Наукові записки ТДПУ. Сер. „Біологія”. – 2001. – Т. 2, № 13 – С. 190-193.
17. Гуменюк Г.Б., Грубінко В.В. Сезонна міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: Ніка-Центр. – 2001. – Т. 2. – С. 745-753.
18. Золотухина Е.Ю., Гавриленко Е.Е. Тяжёлые металлы в водных растениях. Аккумуляция и токсичность. // Научные доклады высшей школы. Биологические науки. – 1989. – № 9. – С. 93-105.
19. Иванова А.А., Каплин В.Т., Гончарова Т.О. Процессы превращения соединений металлов в природных водах // Труды IV Всесоюзного гидрологического съезда. – Л.: Гидрометеиздат, 1976. – Т. 9. – С. 44-53.
20. Ильин В.Б. Тяжёлые металлы в системе почва-растение. – Новосибирск: Наука, 1991. – 64 с.

21. Лакин В.Т. Биометрия. – М.: Высшая школа, 1980. – 343 с.
22. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Комплексообразование ионов металлов в природных водах // Гидробиол. журн. – 1983. – Т. 19, № 3.- С. 82-95.
23. Линник П.Н. Донные отложения как потенциальный источник вторичного загрязнения водной среды соединениями тяжёлых металлов // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 2. – С. 97-107.
24. Линник П.Н. Тяжёлые металлы в поверхностных водах Украины: содержание и формы миграции // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 1. – С.22-41.
25. Лурье Ю.Ю., Рыбникова А.И. Химический анализ производственных сточных вод.- М.: Химия, 1974. – 336 с.
26. Мецлер Д. Биохимия. – М.: Мир, 1980. – Т. 2. – 368 с.
27. Набиванец Б.И., Калабина Л.В. Новый метод исследования процессов комплексообразования ионов металлов в природных водах // Вестн. Киевского политехн, ин-та. Сер. хим. машиностроения и технологии. – 1977. – Вып. 14. – С. 90-94.
28. Перельман А.И. Геохимия. – М.: Высшая школа. – 1989. – С.273-284.
29. Питуляк М.Р. Природні рекреаційні ресурси Тернопільщини, проблеми їх раціонального використання та охорони: Навч. посібник. – Тернопіль: 1999. – С. 3-5.
30. Романенко В.Д. Основи гідроекології: Підручник. – К.: Обереги, 2001. – С. 426 -429.
31. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова.- Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 541 с.
32. Химия окружающей среды / Под ред. Дж. О.М. Бокриса.- М.: Химия, 1982. – 672 с.