

**БАСЕЙНОВИЙ ПРИНЦИП
УПРАВЛІННЯ
ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ
ЗАХІДНОГО БУГУ**

(на прикладі Львівської області)

Монографія

*Укладачі: Олена Голодовська
Марія Руда, Ігор Петрушка
Мирослав Мальований*

**БАСЕЙНОВИЙ ПРИНЦИП
УПРАВЛІННЯ
ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ
ЗАХІДНОГО БУГУ**
(на прикладі Львівської області)

Монографія

*Укладачі: Олена Голодовська, Марія Руда,
Ігор Петрушка, Мирослав Мальований*

Київ
Яроченко Я. В.
2024

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

**БАСЕЙНОВИЙ ПРИНЦИП
УПРАВЛІННЯ
ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ
ЗАХІДНОГО БУГУ**
(на прикладі Львівської області)

Монографія

*Укладачі: Олена Голодовська, Марія Руда,
Ігор Петрушка, Мирослав Мальований*

Київ
Яроченко Я. В.
2024

Цю роботу підготовлено завдяки грантовій підтримці Національного Фонду Досліджень України, реєстраційний номер проєкту 0123U103529 (2022.01/0009) «Оцінювання та прогнозування загроз відбудові та сталому функціонуванню об'єктів критичної інфраструктури» за конкурсом «Наука для відбудови України у воєнний та повоєнний періоди»

УДК 502.65:620.92:551.508.54

Б 12

DOI <https://doi.org/10.51500/7826-57-5>



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

Рекомендовано Вченою радою
Національного університету «Львівська Політехніка»,
(протокол № 17 від 26.11.2024 року)

Рецензенти:

- Сабадаш В. В.** доктор технічних наук, професор, професор кафедри екології та збалансованого природокористування Інституту сталого розвитку ім. В. Чорновола Національного університету «Львівська політехніка».
- Мокрий В. І.** доктор технічних наук, професор кафедри екологічної безпеки та природоохоронної діяльності Інституту сталого розвитку ім. В. Чорновола Національного університету «Львівська політехніка».
- Копій Л. І.** доктор сільськогосподарських наук, професор, завідувач кафедри екології Інституту екологічної економіки та менеджменту Національного лісотехнічного університету України.

Б 12 **Басейновий** принцип управління екологічною безпекою Західного Бугу (на прикладі Львівської області) : монографія / Укл.: О. Голодовська, М. Руда, І. Петрушка, М. Мальований — Електрон. дан. — Київ: Яроченко Я. В., 2024. — 142 с. : рис., табл. — on-line.

ISBN 978-617-7826-57-5 (on-line)

Монографію присвячено ідентифікації основних джерел екологічної небезпеки та аналізу стану екологічної небезпеки в гідроекосистемі Західного Бугу. Розроблено стратегію модернізації очисних споруд муніципальних стоків, що передбачає запровадження анаеробного розкладу мулу, впровадження стадії видалення мікроелементів (азоту й фосфору) та раціональне використання площі станцій муніципального очищення стоків.

Монографію адресовано науковцям, які займаються дослідженнями джерел екологічної небезпеки, фахівцям, представникам державних установ, відповідальних за екологію.

УДК 502.65:620.92:551.508.54

ISBN 978-617-7826-57-5 (on-line)

© Укладачі, 2024
© НУ «Львівська політехніка», 2024
© Яроченко Я. В., 2024

АНОТАЦІЯ

У монографії виконано актуальне науково-практичне завдання: підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери через удосконалення басейнового принципу управління екологічною безпекою (на прикладі Західного Бугу в межах Львівської області).

Вперше оцінено екологічну небезпеку від забруднень гідросфери в басейні Західного Бугу на основі оцінки характеру профілей концентрацій забруднювальних речовин, ідентифікації джерел екологічної небезпеки та розроблення відповідності бази інноваційних технологій попередження забруднень масиву інформації щодо сформованого поля екологічної небезпеки.

Проаналізовано масштаби водокористування та динаміка скиду зворотних вод у поверхневі водойми в басейні Західного Бугу. Встановлено зменшення використання води в басейні Західного Бугу сільськогосподарськими підприємствами у зв'язку із зменшенням кількості тварин у приватних господарствах та зменшенням кількості сільськогосподарських підприємств, у яких утримувалися тварини на відгодівлі. Збільшення витрати води в системах оборотного та повторного використання в басейні відбулося за рахунок ВП “Добротвірська ТЕС”, що зумовлено збільшенням відпуску електроенергії на підприємстві та відведенням очищених стічних вод для поповнення системи повторно-послідовного водопостачання золовидалення.

Досліджено особливості профілів концентрацій забруднень у Західному Бузі в межах Львівської області. Встановлено, що суттєве перевищення рівня забруднення порівняно з ГДК за ХСК, БСК₅, іонами амонію, відбувається на 1 створі після потрапляння у Західний Буг із Полтви недостатньо очищених стоків Львівських каналізаційних очисних споруд. Нижчі ГДК значення концентрації розчиненого кисню в 1 створі свідчать про часткове перенесення зони аерації та окиснення іонів амонію і органічних забруднень із Львівських міських каналізаційних очисних споруд у Західний Буг – аж до 3 створу (нижнього б'єфу Добротвірського водосховища).

Ключові слова: екологічна безпека, басейн Західного Бугу, забруднення, профіль концентрацій, очисні споруди, гіпохлорит натрію.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ	8
ВСТУП	9
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ	11
1.1. Характеристика водних ресурсів Західного Бугу	11
1.2. Практика управління водними ресурсами в світі	14
1.2.1. Французька модель управління річковим басейном	14
1.2.2. Модель управління річковим басейном у Великобританії	15
1.2.3. Німецька модель управління річковими басейнами	15
1.2.4. Іспанська модель управління річковими басейнами	16
1.2.5. Модель управління річковими басейнами в США	17
1.2.6. Модель управління річковими басейнами в Австралії	18
1.3. Річковий басейн як одиниця управління	18
1.3.1. Загальні підходи	18
1.3.2. Пріоритети для гармонізації	19
1.3.3. Принципи управління водними ресурсами в Україні	20
1.3.4. Впровадження басейнового принципу управління в Україні	22
1.4. Аналіз основних забрудників поверхневих вод (екологічні, технологічні та законодавчі аспекти)	24
1.4.1. Оцінка основних забруднень річки Західний Буг	25
1.4.2. Забруднення іонами амонію	26
1.4.3. Забруднення нітритами та нітратами	26
1.4.4. Забруднення сполуками фосфору	27
1.4.5. Забруднення органічними сполуками	27
1.4.6. Забруднення важкими металами	28
1.5. Аналіз відомих технологій очищення стічних вод	30

РОЗДІЛ 2. АНАЛІЗ ОБ’ЄКТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ. МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ	33
2.1. Методика відбору проб поверхневих вод та ґрунтів	33
2.2. Методика оцінки стану поверхневих водойм	34
2.3. Методика проведення досліджень очищення стічних вод харчових виробництв	36
2.4. Методики аналізів проб води, адаптовані до умов досліджень	37
2.4.1. Методика меркурометричного визначення хлоридів	37
2.4.2. Методика турбідиметричного визначення сульфат-іонів	38
2.4.2.1. Пряме титрування нітратом свинцю у присутності дитизону	38
2.4.2.2. Ваговий метод визначення сульфат-іонів	39
2.4.3. Визначення твердості води.	41
2.4.3.1. Визначення карбонатної твердості.	41
2.4.3.2. Визначення загальної твердості	42
2.4.4. Визначення вмісту іонів лужних металів Na^+K^+	44
2.4.5. Визначення загального вмісту іонів (Σi)	44
2.4.6. Визначення <i>pH</i> досліджуваної води за допомогою <i>pH</i> -метра <i>pH-150 MA</i> .	44
2.4.7. Йодометричний метод визначення розчинених сульфідів і сірководню.	46
2.4.8. Йодометричний метод визначення розчиненого у воді кисню (O_2)	47
2.5. Методика дослідження елементного складу ґрунтів на рентгенофлуоресцентному аналізаторі <i>EXPERT 3L</i>	49
РОЗДІЛ 3. МОНІТОРИНГ СТАНУ КОМПОНЕНТІВ ДОВКІЛЛЯ В БАСЕЙНІ РІКИ ЗАХІДНИЙ БУГ	51
3.1. Аналіз масштабів водокористування в басейні Західного Бугу	51
3.2. Аналіз динаміки скиду зворотних вод у поверхневі водойми Західного Бугу	53
3.3. Аналіз змін стану водних об’єктів басейну Західного Бугу за результатами спостережень та лабораторних вимірювань	57
3.4. Аналіз даних моніторингу забруднення води та ґрунтів у басейні ріки Рати (притока Західного Бугу)	64

РОЗДІЛ 4. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВІД ЗАБРУДНЕНЬ БАСЕЙНУ ЗАХІДНОГО БУГУ ТА ІДЕНТИФІКАЦІЯ ДЖЕРЕЛ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ	68
4.1. Ідентифікація основних джерел екологічної небезпеки гідроекосистеми Західного Бугу	68
4.2. Аналіз стану екологічної небезпеки від забруднення поверхневих вод в басейні Західного Бугу за даними лабораторних досліджень	74
4.3. Ідентифікація джерел забруднень гідроекосистеми Західного Бугу перспективних технологічних та управлінських заходів для мінімізації екологічної небезпеки	78
РОЗДІЛ 5. РОЗРОБЛЕННЯ СИСТЕМИ УПРАВЛІНСЬКИХ ТА ТЕХНІЧНИХ РІШЕНЬ ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ГІДРОЕКΟΣИСТЕМИ ЗАХІДНОГО БУГУ	82
5.1. Стратегія модернізації каналізаційних очисних споруд для очищення муніципальних стоків	82
5.1.1. Впровадження стадії анаеробного розкладу мулу.	83
5.1.2. Модернізація технологічної стадії видалення макроелементів.	85
5.1.2.1. Очищення стічних вод від азоту.	86
5.1.2.2. Очищення стічних вод від фосфору.	87
5.1.2.3. Модернізація фінальної стадії очищення стоків від завислих речовин.	88
5.1.3. Рекомендації щодо раціонального використання площ КОС.	88
5.2. Розроблення методу очищення стічних вод джерел забруднень підприємств переробної промисловості невеликої продуктивності від органічних забруднень із використанням реагентних методів	90
5.2.1. Фізико-хімічні основи окиснення органічних сполук у стоках гіпохлоритом натрію.	91
5.2.2. Експериментальні дослідження окиснення органічних сполук у стоках заводу плодово-овочевих соків гіпохлоритом натрію.	95
5.2.3. Експериментальні дослідження ефективності розділення водно-олійних систем гіпохлоритом натрію.	100
5.2.4. Експериментальні дослідження ефективності очищення стічних вод виробництва харчових олій.	103
5.3. Система технічних, організаційних та нормативно-правових заходів щодо мінімізації дифузійних забруднень гідроекосистеми Західного Бугу внаслідок господарської діяльності населення	105
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	114
ДОДАТКИ	129

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

ГДК	Гранично допустима концентрація
КЗ	Коефіцієнт забрудненості
БСК	Біохімічне споживання кисню
ХСК	Хімічне споживання кисню
ХПК	Хімічна потреба в кисні
ПАР	Поверхнево- активні речовини
СПАР	Синтетичні поверхнево- активні речовини
НО та НДО	неочищені стічні води, недостатньо очищені стічні води
СВ	Стічні води
с/г	Сільське господарство
о/с	Очисні споруди
КОС-1, КОС-2	Каналізаційні очисні споруди 1 та 2
КП або МКП	Комунальне підприємство або міське комунальне підприємство
ЛМКП «Львівводоканал»	Львівське міське комунальне підприємство «Львівводоканал»
Буське ПВКГ	Буське підприємство водопровідно-каналізаційне господарство
ANAMMOX	Anaerobic ammonium oxidation – анаеробне окиснення амонію
CANON	Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite –повне автотрофне вилучення азоту за нітритом
OLAND	Oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification – кисне-обмежена автотрофна нітрифікації-денітрифікації
SHARON	Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite – одномісний реактор з високою активністю вилучення амонію за нітритом

ВСТУП

Водні ресурси використовують для водокористування та водоспоживання в різних галузях промисловості, сільського господарства, енергетики, судноплавства, побуту, вони є одним із основних джерел отримання питної води для населення. Довгострокова стратегія розвитку водних ресурсів України дала б змогу краще забезпечувати українців питною водою, а державі економити кошти на очищення води. Треба зауважити, що практично всі водні ресурси в останні роки інтенсивно забруднюються внаслідок збільшення впливу антропогенних чинників: безсистемна господарська діяльність із порушенням допустимих меж освоєння територій, надмірна інтенсифікація використання природних ресурсів, замулення, забруднення та заростання річок, а також недотримання режиму обмеженого господарювання на прибережних захисних смугах. Проте найбільше негативно впливає на поверхневі водойми забруднення їх промисловими та комунальними стоками, які містять мінеральні, органічні та бактеріологічні забруднення, важкі метали.

Враховуючи необхідність раціонального господарювання в межах басейнів найбільших річок, світовою тенденцією є запровадження басейнового принципу управління із створенням органів управління (в Україні це басейнові ради) для басейнів найбільших рік, які провадять свою діяльність в межах усього басейну, незважаючи на адміністративний поділ території. Головною метою Басейнової ради в Україні є сприяння впровадженню принципів комплексного управління водними ресурсами у басейні через прийняття узгоджених рішень із питань водогосподарської політики на території басейну із залученням до управління басейном водокористувачів, населення, громадських екологічних організацій та наукових установ, об'єднання інтересів суб'єктів водних відносин, вирішення конфліктних ситуацій, планування заходів щодо усунення негативного впливу на водні ресурси басейну. 17 березня 2006 р. створено Західно-Бузьку Басейнову раду, в яку увійшли представники обласних та районних рад, облдержадміністрацій, державних

установ (басейнового управління, управління екології, гідрометеоцентру, санітарно-епідеміологічної служби), водокористувачів, наукових та громадських організацій Волинської та Львівської областей. Проте до сьогодні немає чітко сформульованого і практично впровадженого алгоритму управління екологічною безпекою гідросфери в басейні рік через розроблення та впровадження системи організаційних та технологічних рішень, які б базувались на аналізі даних моніторингу стану компонентів навколишнього середовища в басейні та оцінці екологічної небезпеки від антропогенної діяльності. Тому розроблення такої системи управління екологічною безпекою гідросфери на прикладі Західного Бугу в межах Львівської області, є завданням актуальним.

Аналіз даних експериментальних досліджень дав змогу розробити та запропонувати для впровадження систему управлінських та технічних рішень для забезпечення екологічної безпеки гідроекосистеми Західного Бугу, а також запропонувати ефективні методи очищення стічних вод, що забруднюють гідроекосистему Західного Бугу, на які отримано 3 патенти України. Матеріали дисертаційних досліджень передано в ЛМКП «Львівводоканал» для використання з ціллю оцінки екологічної небезпеки від забруднення акваторії Західного Бугу, що підтверджено відповідним актом. Матеріали дисертації використовуються у навчальному процесі Національного університету «Львівська Політехніка» під час підготовки магістрів за спеціальностями «Екологія» та «Технології захисту довкілля».

РОЗДІЛ 1.

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1.1. Характеристика водних ресурсів басейну Західного Бугу

Річка Західний Буг належить до двадцяти найбільших річок України і є єдиною рікою, яка впадає в Балтійське море. Західний Буг починається на північних схилах Подільської височини у Колтівській улоговині біля с. Верхобуж Золочівського району Львівської області на висоті 340 м над рівнем моря. Ця річка є головною притокою р. Вісли у Польщі. Загальна довжина річки становить 755 км, з яких 184 км протікає в Україні, після чого, вона формує кордон між Україною та Польщею. Нижче за течією Буг формує кордон між Білоруссю та Польщею, а потім тече у Польщу. Територія річкового басейну становить 39400 км², з яких 25 % міститься в Україні, 25 % в Білорусі і 50 % в Польщі [1, 2].

У басейні Західного Бугу добре розвинена гідрологічна мережа. У регіоні представлені переважно рівнинні річки з високою щільністю річкової сітки (від 0,2 до 1,2 км², найвища на Подільській височині, найменша на Малому Поліссі). Середня щільність річкової сітки у басейні Західного Бугу становить 0,35 км² [4]. Для визначення основних характеристик річного стоку в розрахункових створах використовують дані спостережень 40 гідрологічних постів, які розміщені на р. Західний Буг та її притоках. Для річок – приток басейну Західного Бугу – характерний змішаний тип живлення. Навесні вони поповнюються талими сніговими водами, влітку – дощовими, увесь рік – підземними. Найвищий рівень води в річках спостерігається у березні–квітні під час танення снігу, а також у першій половині літа, коли випадає найбільша кількість опадів. Найнижчий рівень води (межень) спостерігається у серпні–вересні та грудні–лютому. Швидкість течії річок неоднакова, найменша – в поліських областях [1, 2].

Територія басейну багата ріками та струмками, яких нараховується понад 3213. Крім того, навесні під час танення снігу та влітку під час тривалих дощів

утворюються тисячі тимчасово чинних потоків. Від витoku до м. Устилуг Волинської області річка є передгірською, протікає холмистою, дуже пересічною місцевістю.

Русло річки досить звивисте, характеризується значною кількістю рукавів, староріч, островів. Ширина річки на території Львівської області змінюється в значних межах від 10 м вище міста Бузька до 100 м біля Кам'янки-Бузької. Переважна ширина річки на відрізку до Устилуга дорівнює 40–70 м, нижче – 50–80 м, найпоширеніша глибина річки до Устилуга 2–4 м, нижче – до 6,5 м. Швидкість течії в умовах низьких рівнів 0,3–0,6 м/с [1, 4].

Значне місце в гідрографічній мережі території займають озера різного генезису. За умовами утворення всі озера поділяються на три типи: льодовикового, річкового походження та озера, пов'язані із давнім та сучасним карстом крейдяних порід. Живлення озер відбувається за рахунок ґрунтових вод та атмосферних опадів. Найбільшим озером є Світязь у верхів'ях р. Копайвка, поблизу польсько-українсько-білоруського кордону. Ці озера є важливими на шляху міграції птахів і підлягають дії Рамсарської конвенції.

На території басейну річки Західний Буг розташовано 7 водосховищ загальним об'ємом 31,4 млн м³, із них 5 – в межах Львівської області та 2 – на території Волинської. Найбільші із них: Добротвірське – 14,8 млн м³ та Сокальське – 11,05 млн м³. За допомогою водосховищ проводиться перерозподіл стоку річок протягом року з метою збільшення їх водності та забезпечення подальшого використання заакумульованих об'ємів води. Основним водокористувачем та водоспоживачем є Добротвірська ТЕС, яка використовує акваторію створеного водосховища для охолодження циркуляційної води та інших технологічних потреб [1, 5–10].

Рельєф у досліджуваному басейні складний та різноманітний. За рельєфом територія належить до Волино-Подільської височини, що складається із трьох регіонів – Волинської та Подільської височини, а також Малого Полісся. Мале Полісся – рівнина, вкрита лесовими породами, супіщаними водно-льодовиковими відкладами та глинистою корою вивітрювання мергелів. Рельєф рівнини сформувався під впливом руху льодовика. Тому її висоти не

перевищують 200 м. Тут розвинута густа річкова сітка. Ділянки між річками мають плоску та хвилясту поверхню, на якій є горби та низовини [4, 10].

Клімат помірно-континентальний. Річні суми опадів розподіляють на території нерівномірно у межах від 650 до 800 мм. Середньорічна температура повітря не перевищує 24 °С. Для басейну річки Західний Буг не властиві сильні морози, посухи, суховії та пилові бурі. Навпаки, характерні часті відлиги взимку, значна хмарність, обложні дощі та викликані ними літньо-осінні наводки [6, 7].

Ґрунтовий покрив басейну річки Західний Буг дуже розмаїтий, що зумовлено належністю досліджуваної території до різних фізико-географічних зон. Тут трапляються майже всі типи ґрунтів, які властиві для широколистяної зони. У рівнинних лісо-лучних ландшафтах переважають дерново-підзолисті, дернові та болотні ґрунти. У лісостепових ландшафтах на вододілах і схилах залягають ясно-сірі, сірі та темно-сірі ґрунти, опідзолені (лісові) та чорноземи, а в долинах річок та біля підніжжя схилів – поширені дернові та болотні. Незначні масиви зайняті чорноземами опідзоленими і чорноземами вилуггованими [8, 10–12].

Територія вкрита ліською та лісостепою рослинністю. Основними типами лісів є соснові (Волинське Полісся), дубово-соснові (Мале Полісся, Розточчя), грабово-дубові та дубово-грабові (Волинське Полісся), буково-дубові (Західне Поділля), вільхові (Волинське та Мале Полісся). Лучна рослинність представлена заплавами та торф'янистими луками. Найпоширеніші природні луки у поліських областях. Степова рослинність займає незначні площі, що зумовлено великою розораністю території. Це здебільшого лучні злаково-різнотравні степи. Болотна рослинність поширена переважно на Малому Поліссі, рідше на Розточчі. Водна рослинність найбільші площі займає на території Малого Полісся та Розточчя, меншою мірою поширена на Західному Поділлі [12, 13].

1.2. Практика управління водними ресурсами в світі.

1.2.1. Французька модель управління річковим басейном.

Французька модель є результатом адаптації структур управління водними ресурсами до політики децентралізації, яка почалася на початку 60-х років, і зміни потреб водного господарства загалом. До 1964 року функції управління водними ресурсами були розділені між декількома міністерствами з урахуванням основних видів водокористування [14–16].

Питне водопостачання і водовідведення побутових стічних вод належало до компетенції 36000 муніципалітетів. Ці муніципалітети могли або самі експлуатувати міські водогосподарські системи або делегувати ці функції приватним компаніям. Внаслідок цього сьогодні експлуатація 80 % всіх систем водопостачання у Франції передана трьом великим компаніям.

Управління покладено на Міністерство навколишнього середовища. Функції регулювання водокористування та екологічного інспектування виконують урядові органи, а технічні питання управління водними ресурсами, політичні й економічні питання увійшли до компетенції Комітету річкового басейну (Басейнова рада) і Водного агентства, які існують у кожному зі шести річкових басейнів (водогосподарських районів) [14–26].

Система управління ґрунтується на трьох основних принципах:

- 1) юридичне закріплення децентралізації. Цей принцип гарантує для кожного автономного гідрографічного басейну таку організацію всіх зацікавлених у водопостачанні і відповідальних за його реалізацію сторін, що дає змогу на місцевому рівні вирішувати конфлікти інтересів між промисловістю, іригацією, рибним господарством, комунальними адміністраціями, асоціаціями і місцевим населенням. Ключові рішення приймають всередині басейнових організацій;
- 2) вода – загальне багатство суспільства. Усі люди відповідальні за користування водою і вода має вартість, оскільки вона повинна бути очищена і доставлена до споживача, що потребує певних затрат.

3) вода платить за воду. Французька система ґрунтується на тому, що водокористувачі повинні повністю покривати затрати, необхідні для інвестування в розвиток водогосподарської інфраструктури та її експлуатації. Французький досвід є прикладом організації чітко функціонуючої організації, що об'єднує всі зацікавлені сторони в безконфліктному управлінні водними ресурсами в межах гідрографічного басейну. Басейнові організації виконують не тільки функції планування і регуляції, а й контролюють виконання функцій. У Франції створено унікальну систему фінансування всіх необхідних функцій з питань охорони на навколишнього середовища, за принципом “збруднювач платить” [14–26].

1.2.2. Модель управління річковим басейном у Великобританії.

У Великобританії існує централізована система управління водними ресурсами, що діє на території Англії та Уельсу [27–31]. З червня 2001 року управління водними ресурсами здійснює Департамент у справах екології, продовольства і сільських територій (до сьогодні він перебуває у складі Департаменту по екології, транспорту і регіонах). Створення цього органу стало наслідком численних реформ, що проводилися зі середини ХХ ст.

Великобританія однією з перших відчула необхідність створення технічних і адміністративних інструментів, необхідних для комплексного управління водними ресурсами. У результаті приватизація в секторі управління водними ресурсами (постачання і очищення стічних вод) досягла дуже високого рівня, тому водокористувачі практично не беруть участі в управлінні. Це веде до управління на основі здобуття найбільших прибутків, найчастіше не на користь водокористувачів [27–31].

1.2.3. Німецька модель управління річковими басейнами – часткова приватизація із створенням наглядової ради – пропонує привабливий компроміс [32]. Основні функції управління водними ресурсами зосереджені в руках уряду Земель і крупних міст. Хоча децентралізація органів управління річковим басейном, функціонують з початку ХХ століття для невеликих приток ріки

Рейн (і лише на території однієї Землі), на рівні федерального уряду комплексне управління водними ресурсами не пропагується [33–38].

Видача ліцензій на водозабір і скидання забруднювальних речовин належить до компетенції ведення Земель, які можуть делегувати частину своїх повноважень великим містам на відповідних територіях. Як Землі, так і міста можуть встановлювати якісні цільові показники для річок і визначити водоохоронні зони для ґрунтових вод. Норми промислових і муніципальних скидань встановлює федеральна держава відповідно до директив ЄС [39].

У 1976 році введено національну систему оподаткування “скиду забруднювальних речовин”. Одержувачем цих платежів є Земля, яка повинна направити їх повністю на управління якістю води [33–38].

1.2.4. Іспанська модель управління річковими басейнами.

Функції центрального управління водними ресурсами належать до компетенції центрального уряду. Розробляючи загальнодержавний Генеральний план, центральний уряд зберігає основну роль у головних питаннях загальної водної політики. З ухваленням цього закону водні управління Іспанії стали подібними до водних агентств Франції [40–45].

В Іспанії є 14 басейнових агентств *Confederaciones Hidrográficas* (9 з них охоплюють території декількох автономій), які управляють річковим басейном. Хоча Іспанія і є федерацією, яка складається з декількох автономій, федеральний уряд відіграє домінуючу роль у веденні водного господарства [40–45].

Управління водними ресурсами Іспанії здійснюється на основі організацій річкового басейну (ОРБ). На рівні нижчому, ніж ОРБ, містяться муніципалітети і суспільства іригації, які розподіляють водні ресурси, збирають плату і вирішують конфлікти на місцевому рівні. Федеральний уряд, крім того, що підтримує бюджети ОРБ, також вводить нові закони, визначає єдиний курс дії і забезпечує загальне регулювання. Федеральний уряд (Міністерство Довкілля) розробляє загальнодержавний генеральний план (*Plan Nacional Hydrologic*) з урахуванням усіх регіональних планів [40–45].

1.2.5. Модель управління річковими басейнами в США.

Основні функції щодо управління водними ресурсами належать штатам, за винятком питань, що стосуються судноплавних водних об'єктів (стратегічного значення) [46–51].

Агентство охорони довкілля намагається розвивати басейновий підхід: для відновлення та охорони національних вод і екосистем, агентство застосовує басейновий підхід, відповідно до якого враховують природні межі водних об'єктів. Орієнтація на басейн загалом допомагає щонайкраще охороняти ці природні ресурси та дає змогу залучити велику кількість партнерів і водокористувачів до вирішення широкого спектра проблем у галузі охорони водних ресурсів. Багато басейнів розташовано на території декількох штатів. Оскільки немає єдиної обов'язкової рамкової структури управління річковим басейном, то комплексне управління водними ресурсами здійснювати доволі складно [46–54].

У зв'язку з величезними проблемами якості та кількості води (річка Теннессі, річка Делавар) деякі штати, що належать до того самого басейну, створили водні комісії з метою координування своїх політик і делегували комісії низку своїх повноважень.

Управління Долини Теннессі створено в 1933 році. Управління території охоплює сім штатів – Алабами, Джорджії, Кентуккі, Міссісіпі, Північної Кароліни, Теннессі та Вірджинії. Переважно Управління займається виробленням електроенергії, проте від початку існування в його функції входило комплексне управління водними ресурсами [53].

Басейнову комісію річки Делавар створено в 1961 році. До складу комісії входять губернатори штатів Делавар, Нью-Джерсі, Нью-Йорка, Пенсільванії і один представник, що його призначає президент США на термін перебування на посту Президента. Програми, що розробляє Комісія, передбачають: скорочення забруднення вод, забезпечення водопостачання, дозвільні функції, проекти консервації вод, регіональне планування, контроль за харчовими продуктами і рекреацією [54].

1.2.6. Модель управління річковими басейнами в Австралії.

Основні функції управління водними ресурсами належать штатам. На федеральному рівні загальною політикою в галузі управління водними ресурсами займається організація “Інвайронмент Австралія”.

В Австралії існує лише одна велика гідросистема, що належить декільком штатам – Мюррей-Дарлінг. Басейнову ініціативу Мюррей-Дарлінг створено 1987 року відповідно до Басейнової угоди щодо Мюррей-Дарлінгу, яку спочатку підписали федеральний уряд і уряд штатів Новий Південний Уельс, Вікторія та Південна Австралія. У 1992 році цю угоду підписав штат Квінсланд. Для регулювання річкової системи компанія “Рівер Мюррей Вотер” експлуатує чотири великі водосховища, 16 гребель, п’ять запруд і безліч інших малих споруд. Метою угоди є розвиток і координування ефективного планування і управління рівноправного, ефективного і стійкого водокористування, землекористування і використання інших природних ресурсів басейну Мюррей-Дарлінг. Загалом по країні в масштабі малих річок створено систему комплексного управління водними ресурсами за участю уряду штатів, місцевих органів влади, співтовариств і водокористувачів [45–47, 51, 55, 56].

1.3. Річковий басейн як одиниця управління

1.3.1. Загальні підходи.

Річковий (гідрографічний) басейн – це природна екосистема, що має чіткі географічні кордони, в межах яких і повинне здійснюватися управління водними ресурсами, зокрема підземними водами, незважаючи на адміністративні та політичні кордони.

Враховуючи, що управління водними ресурсами насамперед спрямоване на запобігання конфліктам між водокористувачами, річковий басейн є ідеальною одиницею управління для оцінювання стосунків між водокористувачами, що містяться нижче та вище за течією, і для визначення цілей водної політики [57–79].

Басейновий принцип дає змогу:

- комплексно враховувати і використовувати обмежений природно-ресурсний потенціал держави, об'єктивно оцінювати якість води в річкових басейнах на основі цільових показників якості води у водних об'єктах.
- об'єднати інтереси суб'єктів водних стосунків і сприяти вирішенню конфліктів водокористування.
- за допомогою довгострокового скоординованого планування, обґрунтовано встановлювати пріоритети у водогосподарських рішеннях, поетапно досягати і підтримувати встановлені цільові показники водних об'єктів (якість і кількість водних ресурсів, їх використання тощо), уникаючи проміжних та незбалансованих цілей.
- через делегування повноважень щодо управління водними ресурсами на басейновий рівень, поступово перейти на систему, що самоокуповується, тим самим скоротивши або повністю звільнивши державу від фінансової відповідальності в цих питаннях;
- акумулювати та ефективно використовувати фінансові кошти, спрямовуючи їх на усунення причин, а не на боротьбу з наслідками;
- оцінювати ефективність здійснюваних програм і заходів, що їх проводять;
- через залучення водокористувачів до ухвалення рішень, стимулювати їхню фінансову участь у здійсненні заходів у басейні.

Державне управління в галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів здійснюється за басейновим принципом на основі державних, цільових, міждержавних та регіональних програм використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

1.3.2. Пріоритети для гармонізації. Для досягнення зобов'язань українського уряду щодо наближення до вимог європейського законодавства у сфері водної політики необхідно впровадити чотири принципи інтегрованого управління річковим басейном:

- субсидіарності, тобто створення басейного органу влади на рівні, якомога ближчому до водокористувачів цього басейну;
- запобігання забрудненню, тобто запобігання забрудненню, а не компенсації шкоди, нанесеної довкіллю;
- відшкодування екологічної та економічної вартості;
- принцип співучасті, що об'єднує органи управління і водокористувачів.
- Для застосування цих принципів на практиці Україна повинна розглянути запровадження:
 - делегування відповідальності за управління водними ресурсами до басейнових органів управління в найкоротший термін;
 - в довгостроковій перспективі участі водокористувачів у прийнятті рішень;
 - введення ефективної структури тарифів та зборів за воду.
- У дослідженні Світового банку щодо змін законодавства в сфері охорони та використання водних ресурсів в Україні визначено два головні напрями для подальшої гармонізації:
 - прийняття змін до Водного Кодексу України, щоб долучити управління на основі басейного підходу до Кодексу, враховуючи директиви ЄС і забезпечуючи поступовий перехід від стандартів якості води на основі ГДК до стандартів ЄС;
 - розвиток регулятивно-нормативної бази чи програм підтримки змін у законодавстві.

1.3.3. Принципи управління водними ресурсами в Україні.

Основними методами охорони водних ресурсів від забруднення є ефективне очищення стічних вод на очисних спорудах за новими чи удосконаленими наявними технологіями, використання передових технологій сільськогосподарського та промислового виробництва, впровадження замкнених (безстічних) систем водопостачання у виробничих циклах без випуску стоків у природні джерела, недопущення застосування пестицидів та

інших отрутохімікатів у водоохоронній зоні. Такі заходи сприятимуть скороченню рівня водоспоживання у промисловості, зменшенню скидів стічних вод у природні водойми та поліпшенню екологічного стану довкілля [57–79].

Науково обґрунтоване управління водними ресурсами, режимом вод і водоспоживанням з метою раціонального комплексного їх використання на певній території можливе після впровадження басейнового принципу управління водними ресурсами, як це передбачено Законом України.

Світовий досвід свідчить, що екологічно безпечне водокористування, збереження водних ресурсів для майбутніх поколінь залежить не лише від рівня технологій, які використовуються. Значною мірою воно обумовлено системою господарювання, раціональним використанням водних ресурсів, їхньою охороною та відтворенням. Водогосподарський комплекс країни – це 1160 водосховищ загальним об’ємом 55,1 куб. км, понад 30 тис. ставків, 7 великих каналів сумарною довжиною понад тисячу кілометрів. Переважна частина стоку припадає на дніпровський каскад водосховищ – загальним об’ємом 43,8 куб. км і корисним – 18,5 куб. км. Усі шість водосховищ каскаду мають комплексне призначення. Основними ж водокористувачами у країні є промисловість – 47 відсотків, сільське господарство – 32, комунальне господарство – 21 відсоток [57–61, 64, 67–68, 70–78].

Найефективніший у міжнародній практиці та такий, що відповідає головним засадам Рамкової Водної директиви Європейського Союзу – басейновий принцип управління, використання та охорони вод. Враховуючи досвід країн-членів ЄС та концептуальні засади адміністративно-територіальної реформи, уряд України поступово впроваджує нові підходи у практику управління водними ресурсами через створені басейнові правління. Завдяки їм створюється механізм, який забезпечує інтереси всіх водокористувачів. Останнім часом підкреслюється необхідність впровадження басейнових управлінь саме на рівні річкового басейну. Басейновий принцип управління водними ресурсами передбачає транскордонну співпраця у галузі використання й охорони вод та відтворення водних ресурсів на прикордонних водах. Держводгосп України, який є уповноваженим представником Уряду з цих питань, здійснює

моніторинг поверхневих вод на кордонах з Росією, Білоруссю, Молдовою, Румунією, Угорщиною, Словаччиною на 44 створах.

В Україні розроблено багато нормативно-правових документів, які мають на меті забезпечити охорону вод, попередження та усунення забруднення водних об'єктів. Серед них Закон України “Про питну воду та питне водопостачання” (2002), “Національна програма екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води”, “Питна вода України на 2006–2020 роки” (2005) та Державна цільова соціальна програма першочергового забезпечення централізованим водопостачанням сільських населених пунктів, що користуються привізною водою, на період до 2010 року (2008). Міністерство охорони здоров'я України переглянуло та затвердило оновлені санітарні норми і правила “Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання” (2010).

Значною прогалиною у діяльності уряду є слабкі механізми контролю та відсутність наукових методик його організації. Низка міністерств і відомств самостійно контролює свою діяльність, а єдина цілісна система державного контролю в галузі охорони природи не працює. Держава повинна терміново вдосконалити екологічні та економічні механізми, сприяти залученню громадськості до подолання правового нігілізму в суспільстві.

До 1991 року в Україні економічні санкції за скидання забруднювальних речовин у водні об'єкти не застосовувались. Принцип “забруднювач платить” впроваджений у нашій країні лише з прийняттям Закону “Про охорону навколишнього природного середовища”.

1.3.4. Впровадження басейнового принципу управління в Україні.

Сучасний підхід до управління водними ресурсами ґрунтується на басейновому принципі управління, де основним суб'єктом управління виступає річковий басейн [57–69]. Водний кодекс України визначає басейнове управління як сучасний механізм використання, охорони і відтворення вод. Такий підхід відповідає міжнародній практиці запобігання виснаженню водних ресурсів та

досягнення і підтримання доброї якості води. На це спрямована стратегія державної політики України покращення стану водних об'єктів.

Важливим напрямком реалізації екологічної політики в галузі охорони вод полягає також у впровадженні дієвих механізмів екологічної політики. Низку проблем та рішень щодо якості питної води, раціонального водокористування та охорони природних вод вирішують та приймають на місцевому рівні. На місцевому рівні треба укріпляти берегову лінію, насаджувати ліси, берегти тваринний та рослинний світ річкових екосистем. Місцеві органи влади будують і експлуатують комунальну інфраструктуру – системи питної води, каналізації тощо. Органи місцевого самоврядування відповідають за встановлення правил користування водозабірними спорудами, зон санітарної охорони джерел водопостачання. Вони обмежують або забороняють використання питної води в промислових цілях.

Стратегічний план роботи Міністерства з питань житлово-комунального господарства України, розроблений у 2008 році вказує, що 66 % підприємств централізованого водопостачання надають питну воду, що не відповідає вимогам наявних державних стандартів, а 20 % підприємств водопостачання працюють на основі тимчасових дозволів. Середній рівень втрат води в мережах становить 39 %, а обладнання підприємств централізованого водопостачання і каналізаційних систем зношені на 62 %.

В Україні існує 1200 населених пунктів (у яких проживають понад 800 тис. осіб), у яких заборонено пити місцеву воду через природні або техногенні причини, або через відсутність місцевих джерел водопостачання. Багато населених пунктів у сільській місцевості, особливо в АР Крим, зовсім не мають доступу до централізованого водопостачання.

У місті Вознесенськ місцева влада залучає громади для вирішення проблем, пов'язаних з водопостачанням та водовідведенням. Серед таких проблем постачання якісної питної води учням місцевих загальноосвітніх шкіл та облаштування належної системи водовідведення на вулицях міста. Органи місцевого самоуправління розробили чітку політику в цій галузі [79].

1.4. Аналіз основних забрудників поверхневих вод (екологічні, технологічні та законодавчі аспекти)

Погіршення екологічної ситуації річкових систем у областях України внаслідок нерационального використання водних ресурсів, значного техногенного впливу є вкрай відчутною проблемою і несе приховану небезпеку для нинішнього та майбутніх поколінь. Визначення якості поверхневих вод ґрунтується на екологічній класифікації, що містить набір гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних та інших показників, які відображають особливості складових водних екосистем. Екологічна класифікація на основі інтегрального показника забруднення є критерієм екологічної оцінки якості поверхневих вод, а остання – частиною нормативної бази для комплексної характеристики стану навколишнього природного середовища й основою для оцінення впливу людської діяльності на довкілля. Виконання екологічної оцінки проводилося за допомогою інтегрального показника забруднення води. Екологічні ризики від господарської діяльності, що проводилися і проводяться в областях, зумовлюють необхідність застосування комплексного підходу для вивчення довготермінових тенденцій і закономірностей зміни якісних показників поверхневих вод. Аналіз сучасного екологічного стану водних джерел свідчить, що негативні процеси на річках, водосховищах і ставках тривають. Більшість річок і водотоків забруднені хімічними речовинами, які потрапили у водойми внаслідок скиду стічних вод промислових підприємств і втратили своє природне значення. Вони не мають дренажної спроможності, в результаті чого заплавні землі заболочені й підтоплені і не використовуються в сільському господарстві. Проблема якісного й кількісного виснаження водних ресурсів із кожним роком стає все гострішою. Стан водних екосистем областей у межах розташування очисних споруд відображає зростання техногенного навантаження, що обумовлює процес її деградації. Сьогодні актуальним залишається питання щодо аналізу стану поверхневих водойм галузі в контрольних створах і, відповідно, оцінювання роботи очисних споруд, які здійснюють скиди в поверхневі водойми [80].

Оцінити якісно й кількісно стан поверхневих вод, що знаходяться під впливом людської діяльності, досить складне завдання, оскільки залежить від багатьох факторів [81–89]. Визначення одночасно всіх показників не завжди є необхідним та економічно доцільним. Практично (залежно від мети досліджень) оцінка якості поверхневих вод ґрунтується на обраних репрезентативних показниках, величини яких мають визначатися за уніфікованими методами аналізу якості компонентів довкілля [83].

1.4.1. Оцінка основних забруднень річки Західний Буг.

Ріка Західний Буг потрапила у перелік 5 найзабрудненіших річок України [90]. Детальний аналіз геоекологічних наслідків роботи комунального господарства в басейні річки Західний Буг наведено в роботі І. Б. Койнової [91]. Автор констатує, що визначально впливають на забруднення річки водоканали (і значною мірою львівський), а також стоки інфільтратів численних сміттєзвалищ. Значну кількість досліджень українських, польських та білоруських науковців висвітлено у монографіях, що їх видавала Варшавська вища школа екології та управління за результатами міжнародних конференцій з екологічної проблематики басейнів Бугу та Нарви (2007, 2009, 20011, 2013) [92–94], вплив комунального господарства на екологічний стан річки в яких не висвітлено. Враховуючи основні джерела забруднення річки Західний Буг, основними видами забруднень є ті, що також характерні і для господарсько-побутових стічних вод та інфільтратів сміттєзвалищ: амоній, нітрити та нітрати, фосфати, органічні забруднення та важкі метали. Найбільше у недостатньо очищених господарсько-побутових стоках, що потрапляють у Західний Буг, міститься сполук азоту (амоній, нітрити і нітрати), фосфору та калію [95–103]. Потрапляючи у поверхневі водойми, вони спричиняють бурхливий розвиток рослин та збільшення чисельності зоопланктону. Як наслідок, відбувається евтрофікація, різко знижується кількість кисню та прозорість води [104].

1.4.2. Забруднення іонами амонію.

Велику небезпеку навколишньому середовищу та здоров'ю людини створює забруднення вод іонами амонію. За характером забруднення можна зробити попередні висновки про джерело та характер забруднення. Якщо у воді містяться іони амонію NH_4^+ , але відсутні іони нітритів NO_2^- та нітратів NO_3^- , це свідчить про свіже її забруднення господарсько-фекальними стічними водами. Амоній є одним із біогенних елементів, що призводить до збільшення кількості зоопланктону. Це, своєю чергою, призводить до евтрофікації, зменшення кількості розчиненого кисню та прозорості води. Ці фактори пояснюють підвищені вимоги до концентрації амонійного азоту у стічних водах. Основним нормувальним показником якості стічних вод є гранично допустима концентрація забруднювальної речовини. Допустимі концентрації амонійного азоту у водах наведено у табл. 1.1 [105–106].

Перевищення вмісту в питній воді амонійного азоту викликає гострі та хронічні захворювання населення.

1.4.3. Забруднення нітритами та нітратами.

Сполуки азоту входять до переліку основних забруднювачів водних об'єктів України [107]. Вміст у воді нітритів вказує на те, що вода вже була забруднена і продовжує забруднюватись органічними речовинами, оскільки для того, щоб відбулася перша стадія мінералізації аміаку (перетворення його в нітрит) необхідний певний проміжок часу. Нітрати є кінцевим продуктом мінералізації органічних речовин, наявність їх у воді вказує на закінчення цього процесу. Отже, наявність нітратів у воді свідчить про давність забруднення води органічними речовинами [108]. Тому оцінка якості води щодо азотовмісних речовин є дуже важливою. Якщо у воді разом з амонієм присутні нітрити, то це свідчить про систематичне забруднення водою органічними речовинами протягом порівняно короткого проміжку часу. Але якщо у воді наявні амоній, нітрити і нітрати, то це свідчить про давнє та постійне забруднення протягом тривалого часу [108]. Допустимі концентрації нітратів та нітритів у водах наведені у табл. 1.1 [105–106].

Вживання води з наднормативним вмістом нітратів небезпечно для здоров'я. З ним безпосередньо пов'язане захворювання – водно-нітратна метгемоглобінемія. Метгемоглобінемія обумовлена токсичною дією нітратів, яка полягає у кисневому голодуванні тканини (гіпоксії), що розвивається внаслідок порушення транспорту кисню крові, а також у пригніченні активності ферментних систем, що беруть участь у процесах тканинного дихання [108].

1.4.4. Забруднення сполуками фосфору.

У природній воді фосфор міститься у вигляді органічних та неорганічних сполук. Фосфати потрапляють у поверхневі води переважно з фекальними стоками, комунальними стічними водами, що містять поліфосфати (як компоненти мийних засобів), фотореагентами та пом'якшувачами води. Джерелом забруднення фосфатами також є змиви мінеральних добрив із сільськогосподарських угідь. На відміну від азоту, кругообіг фосфору незбалансований, що визначає його нижчий вміст у воді. Допустиму концентрацію фосфатів у водах наведено у табл. 1.1 [105–106].

1.4.5. Забруднення органічними сполуками.

Стічні води, що містять суспензії органічного походження або розчинені органічні речовини, згубно впливають на стан водойм. У результаті осадження суспензії замулюють дно і затримують розвиток або повністю припиняють життєдіяльність донних мікроорганізмів, які беруть участь в самоочищенні вод. Під час загнивання донних відкладів утворюються шкідливі речовини, такі як сірководень, які призводять до забруднення всієї води в річці. Однією з головних санітарних вимог до якості води є вміст у ній необхідної кількості кисню. Поверхнево-активні речовини (ПАР) – жири, масла, змащувальні матеріали – утворюють на поверхні води плівку, котра перешкоджає газообміну між водою і повітрям, що знижує насиченість води киснем. З промисловими і побутовими стоками у річки скидається значний об'єм органічних речовин [109].

Основними джерелами органічного забруднення води є неочищені стічні води підприємств харчової та легкої промисловості, великі тваринницькі господарства, річкові й морські судна, а також поверхневий стік, який приносить у водойми до 15 % органічних забруднень. Значну небезпеку становлять комунальні (побутові) стоки. Розкладаючись у водному середовищі, органічні відходи стають середовищем розмноження патогенних організмів. Забруднена ними вода стає практично непридатною для пиття та інших потреб. Побутові відходи небезпечні не лише тим, що є джерелом інфекційних хвороб людини (черевний тиф, дизентерія, холера), але й тим, що потребують для свого розкладу багато кисню, вміст якого у воді при цьому може зменшитися нижче рівня, необхідного для життя водних організмів [109]. Допустимі значення ХСК у водах наведено у табл. 1.1 [105–106].

1.4.6. Забруднення важкими металами.

Однією із пріоритетних груп хімічного забруднення поверхневих вод є важкі метали. Джерелами забруднення вод цих мікроелементів є стічні води різних підприємств. Так, кобальт та свинець потрапляють у водні джерела зі стічними водами металургійної, хімічної промисловості, кадмій – із промисловими стоками свинцево-цинкових заводів, рудозбагачувальних фабрик, оскільки в природі він трапляється в цинкових і свинцевих рудах. Цинк, як і кадмій, також забруднюється стічними водами рудозбагачувальних фабрик гальванічних цехів, окрім цього – стоками виробництв пергаментного паперу, мінеральних фарб та штучного волокна. Навіть якщо сьогодні більшість підприємств не працює, поверхневі води інтенсивно забруднюють іони важких металів з донних відкладів. Крім того, важкі метали входять до складу добрив і пестицидів, які в подальшому можуть потрапляти у водойми разом зі стоками із сільськогосподарських угідь [110–112]. Часто забруднення поверхневих вод важкими металами здійснюється неочищеними стоками каналізаційних споруд та інфільтратами сміттєзвалищ. Гранично допустимі концентрації найпоширеніших металів – забруднень наведено в табл. 1.1, повніша

інформація порівняно ширшого спектру важких металів – забруднень наведено у [105–106].

Таблиця 1.1

Допустимі величини показників якості стічних вод

Назва речовини	ГДК у стічних водах, що надходять на споруди біологічного очищення (мг/л)	ГДК шкідливих речовин у воді водних об'єктів		
		господарсько-питного водопостачання (мг/л)	клас небезпеки	Рибогосподарського призначення (мг/л)
Азот амонійний	30,0	2,0	3	0,5
Нітрати (за NO ₃)	45,0	45,0	2	40,0
Нітрити	3,3	3,3	2	0,08
Фосфати	10,0	3,5	4	0,7
БСК ₅	350	3	-	3
Залізо	2,5	0,3	3	0,05
Кадмій	0,01	0,001	2	0,005
Цинк	1,0	1,0	3	0,01
Мідь	0,5	0,1	3	0,005
Нікель	0,5	0,1	3	0,01
Свинець	0,1	0,03	2	0,001
Хром б-валентний	0,1	0,05	3	0,001

1.5. Аналіз відомих технологій очищення стічних вод

Детальну класифікацію методів очищення стічних вод, яка відображена на рис. 1.1, наведено в [113].

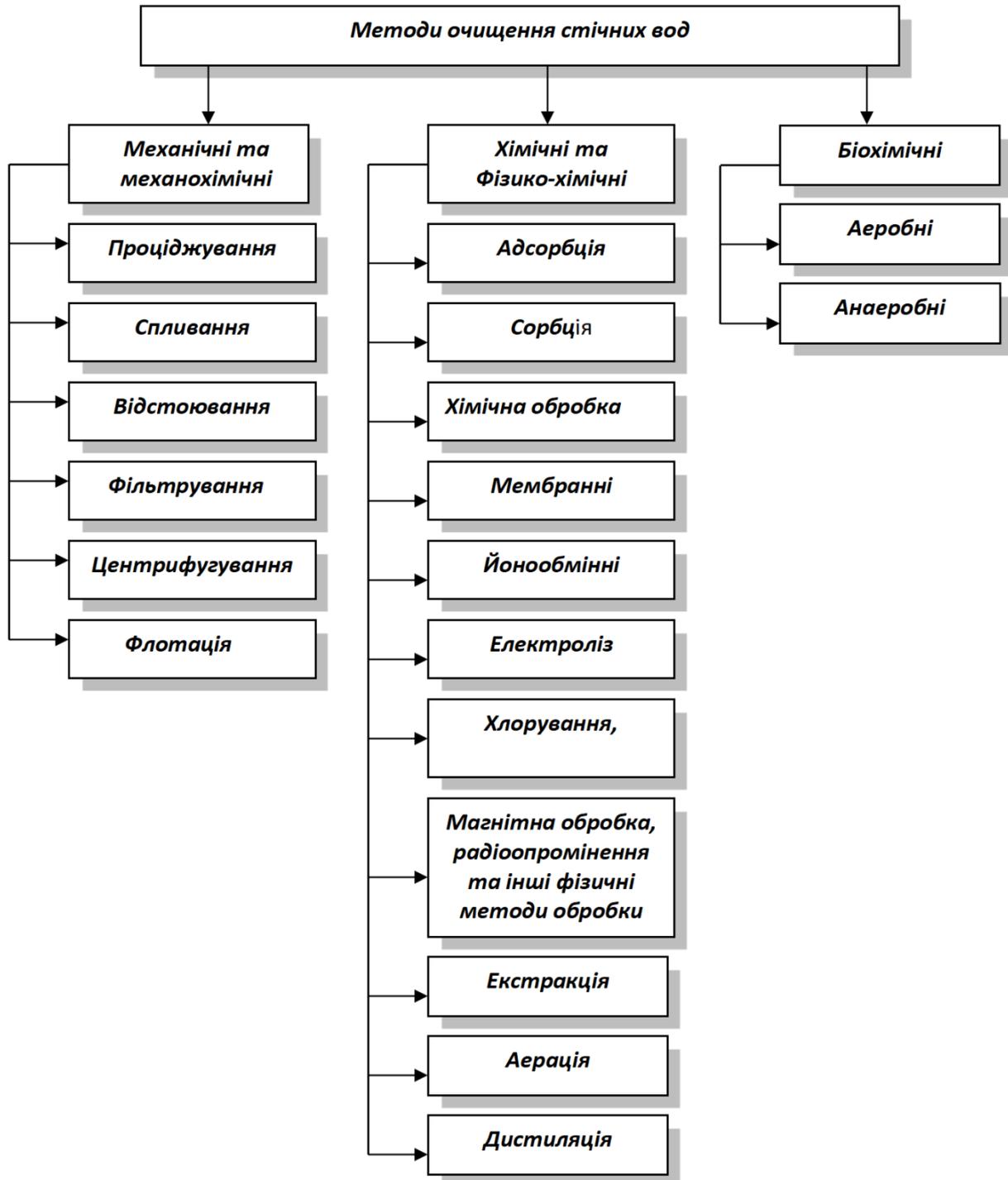


Рис. 1.1. Класифікація методів очищення стічних вод

Наведені на рис. 1.1 методи очищення широко застосовують у практиці очищення виробничих стічних вод. Застосування конкретного методу очищення пов'язане із особливостями реалізації технологічних процесів, у яких утворюються стічні води, їхньою кількістю та характером, комбінацією та концентрацією забруднень, іншими особливостями, які характерні для певної конкретної ситуації.

Що ж стосується побутових стічних вод, то найпоширенішими методами, які використовують на каналізаційних очисних спорудах, є біологічні аеробні та анаеробні методи.

Найпоширенішим для видалення азоту сьогодні є класичний процес комбінування нітрифікації та подальшої денітрифікації [114]. На першому етапі амоній перетворюється на нітрит мікроорганізмами-нітрифікаторами родів *Nitrosococcus*, *Nitrosomonas*, *Nitrosolobus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio* [115], а на другому перетворення нітриту на нітрат здійснюють мікроорганізми *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrococcus*. Процес відбувається в аеробних умовах, оптимальна концентрація кисню становить 1,5–2 мг/дм³ [116]. У літературі трапляється інформація щодо різних порогових значень *pH* для гальмування нітрифікації [117, 118]. Автори [119] стверджують, що вільний аміак лише обмежує гальмування окиснення нітриту. Оптимальне значення *pH* [120] для обох випадків становить 7–8. *pH* створює також прямий вплив на активність [121]. Високі показники нітрифікації за низького *pH* виявлені в реакторі шаром з крейдою, як носієм біоплівки [122, 123]. Біологічні процеси глибокого очищення стічних вод від азоту як із використанням біомаси у завислому стані, так і з іммобілізованою біомасою [124].

Упродовж реалізації анаеробного окиснення видаляють також основну кількість органічних забруднень. Зникає потреба у додаванні метанолу або іншого джерела вуглецю, оскільки стічні води містять значну його кількість. Поліпшення процесу очищення стічних вод можливе у разі часткової нітрифікації амонію до нітриту у поєднанні з окисненням анаеробного амонію [125, 126].

Інноваційними технологіями є “Кейптаунська схема”, коли анаеробний блок видалення азоту розташовується на початку процесу, здійснюється рецикл очищеної в аеротенках води, збагаченої нітратами та нітритами [127], часткова нітрифікація або нітрифікація, денітрифікація за допомогою нітрифікуючих бактерій, анаеробне окиснення амонію, деамоніфікація, нітрифікація-денітрифікація метанотрофними бактеріями тощо, що отримали назви *ANAMMOX*, *CANON*, *OLAND*, *SHARON* та ін. [128].

Очищення стічних вод від сполук фосфору є обов’язковою операцією у всіх без винятку країн Євросоюзу, але такої вимоги немає до очисних споруд України, і жодна каналізаційна очисна споруда України не містить стадії очищення стоків від фосфорних сполук. Одним з вирішень цієї проблеми є попередня дефосфатизація стічної води за допомогою неорганічних реагентів [129, 130].

В основу біологічного методу видалення сполук фосфору покладено здатність деяких видів бактерій запасати в більшій кількості розчинні ортофосфати в клітинах у формі нерозчинного поліфосфату. В аеробній зоні в клітинах відбувається окиснення раніше запасених органічних речовин, і виділену енергію бактерії використовують для поглинання ортофосфату з водного середовища, перетворення його на поліфосфат для повторення циклу і зростання клітини. Проте вміст нерозчинних форм сполук фосфору може призвести до зниження рівня очищення, оскільки нерозчинні сполуки, що містяться у вигляді твердої фази, не можуть засвоювати мікроорганізми, а тому необхідна попередня фільтрація або відстоювання стоків перед біологічним очищенням [131].

За умови високого вмісту фосфатів у стічних водах біологічний метод очищення потрібно комбінувати із хімічним [132].

РОЗДІЛ 2

АНАЛІЗ ОБ'ЄКТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ. МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Методика відбору проб поверхневих вод та ґрунтів

Відбір та аналіз проб води виконувався як з контрольних створів, розміщених у контрольних точках гідроекосистеми Західного Бугу, так і з річки Рата – притоки Західного Бугу. Відбір проб ґрунтів та рослинного покриву виконувався тільки у басейні річки Рата.

Розміщення контрольних створів у басейні Західного Бугу, із яких відібрано проби, показано на рис. 2.2.

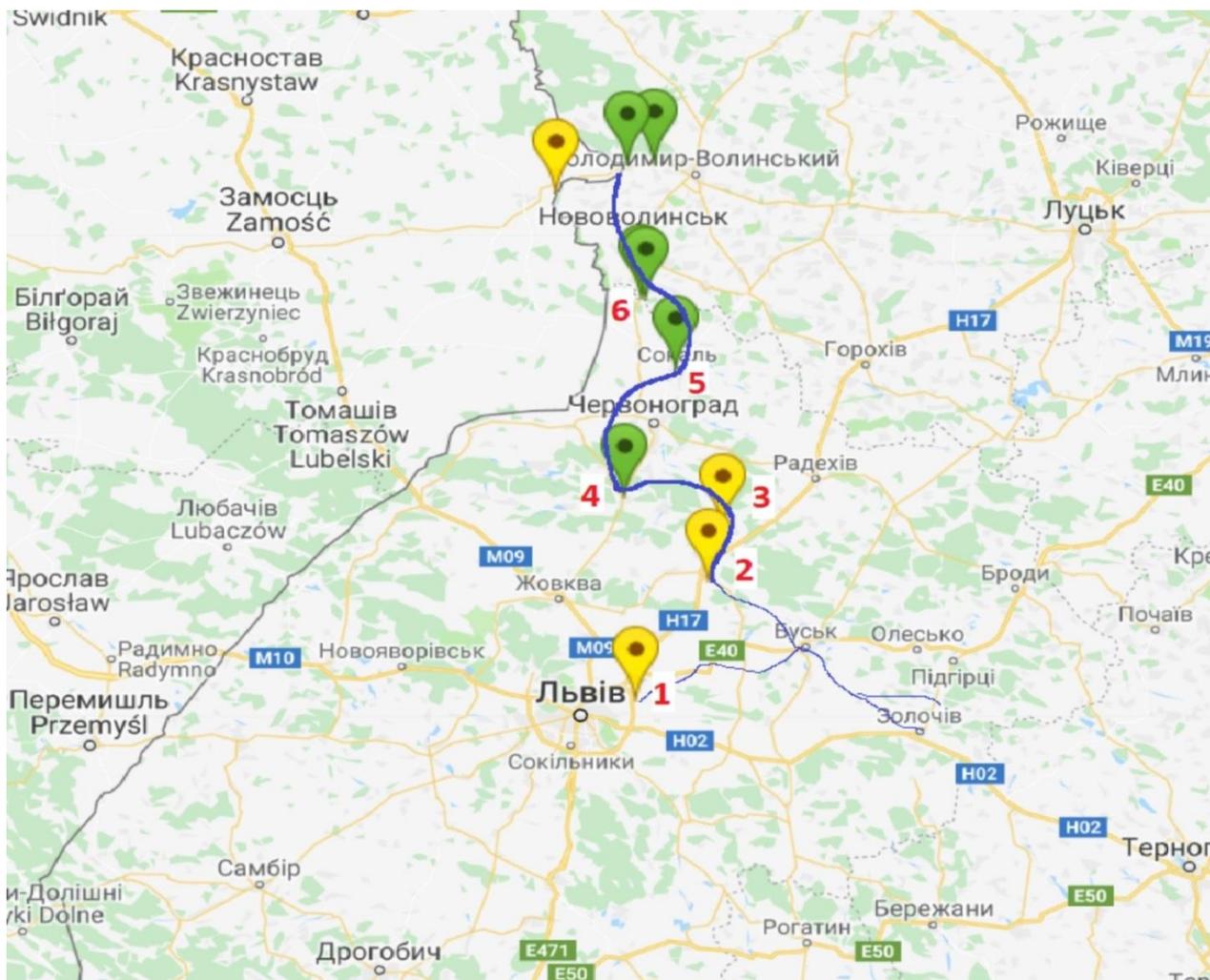


Рис. 2.2. Розміщення контрольних створів у басейні Західного Бугу, із яких відібрано проби

Нижче наводимо характеристика контрольних створів р. Західний Буг, позначених на карті.

Створ 1	р. Полтва – с. Кам'янопіль
Створ 2	р. Західний Буг – м. Кам'янка-Бузька
Створ 3	р. Західний Буг – Добротвірське водосховище
Створ 4	р. Рата – смт Великі Мости
Створ 5	р. Західний Буг – м. Сокаль
Створ 6	р. Західний Буг – с. Старгород

Відбір проб поверхневих вод виконувався відповідно до ГОСТ 17.1.5.05. Проби поверхневої води відбирали на струмені потоку на глибині 0,2–0,5 м від поверхні. Для аналізу відібрано 0,5 л води. Якщо ширина річки була більшою ніж 200 м, то пробу води брали не менше як у трьох пунктах: дві біля берегів і одну на стрижені річки. Для повного аналізу проби відбирали чотири рази на рік:

- узимку – до початку танення снігу;
- навесні – у час весняного водопілля;
- улітку – літню межень;
- восени – перед замерзанням річок.

Відібрану пробу обробляли не пізніше ніж через 24 години. У разі неможливості проведення аналізу у день відбору проби її зберігали за низької температури (3–4°C) в холодильнику. Це мінімізувало швидкість перебігу біохімічних процесів у пробі.

Відбір проб здійснювали відповідно до ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб.

2.2. Методика оцінювання стану поверхневих водойм

У разі необхідності оцінити якість води порівнянням її гідрохімічних показників із нормованими показниками ГДК (у разі оцінювання якісних

показників вод за масивом інгредієнтів) виникають певні проблеми. Ці проблеми пов'язані із необхідністю аналізу великих масивів цифр. Тому раціональним є введення інтегрального (узагальненого або комплексного) показника. Такий інтегральний показник доцільно визначати методикою розрахунку коефіцієнта забрудненості (КЗ).

Цю методику розробив Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (м. Харків) і затвердило Міністерство охорони навколишнього природного середовища наказом № 89-М від 4 червня 2003 р. Це одна з найдоступніших методик інтегрального оцінювання якості води. Вона ґрунтується передусім на показниках хімічного складу компонентів води і дає змогу проводити аналіз із використанням інформації державного моніторингу поверхневих вод.

Відповідно до цієї методики для заданого регіону та періоду для найкритичніших показників якості вод x_k ($k = 1, 2, \dots, N$), які мають найбільші значення або перевищення їх гранично допустимих концентрацій (ГДК), здійснюють розрахунок за формулою:

$$KZ = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N KZ_k, \quad \left| \begin{array}{l} KZ_k = 1, \quad x_k \leq x_{k \text{ GDK}} \\ KZ_k = \frac{x_k}{x_{k \text{ GDK}}}, \quad x_k > x_{k \text{ GDK}} \end{array} \right| \quad KZ = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N KZ_k, \quad \left| \begin{array}{l} KZ_k = 1, \quad x_k \leq x_{k \text{ GDK}} \\ KZ_k = \frac{x_k}{x_{k \text{ GDK}}}, \quad x_k > x_{k \text{ GDK}} \end{array} \right| \quad (2.1)$$

де N – загальна кількість вимірювання показників, KZ_k – значення коефіцієнта забруднення за k показником, x_k і $x_{k \text{ GDK}}$ – дійсне значення концентрації k -го компонента і значення ГДК цього компонента.

Відповідно до значення розрахованого КЗ вода, якість якої аналізовано, належить до одного із п'яти класів якості вод (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Оцінка якості забруднення за коефіцієнтом забруднення

Значення КЗ	1	1,01–2,50	2,51–5,00	5,01–10,0	Більше ніж 10
Рівень забрудненості	Незабруднені (чисті)	Слабко забруднені	Помірно забруднені	Брудні	Дуже брудні

Такий метод інтегральної оцінки і використовували ми для оцінення забрудненості води р. Західний Буг.

2.3. Методика проведення досліджень очищення стічних вод харчових виробництв

Дослідження очищення стічних вод харчових виробництв проводили у лабораторії із використанням реактора з мішалкою (рис. 2.3).

Досліджувані стоки завантажували у термостатований апарат з мішалкою. За умови ввімкненої мішалки в розчин мірною бюреткою вливали певну кількість гіпохлориту натрію. Оскільки кінетику взаємодії гіпохлориту з органічними забрудненнями в цих умовах встановити було проблематично, розчин перемішувався протягом 30 хвилин, після цього із нього відбиралась проба для визначення БСК та ХСК.

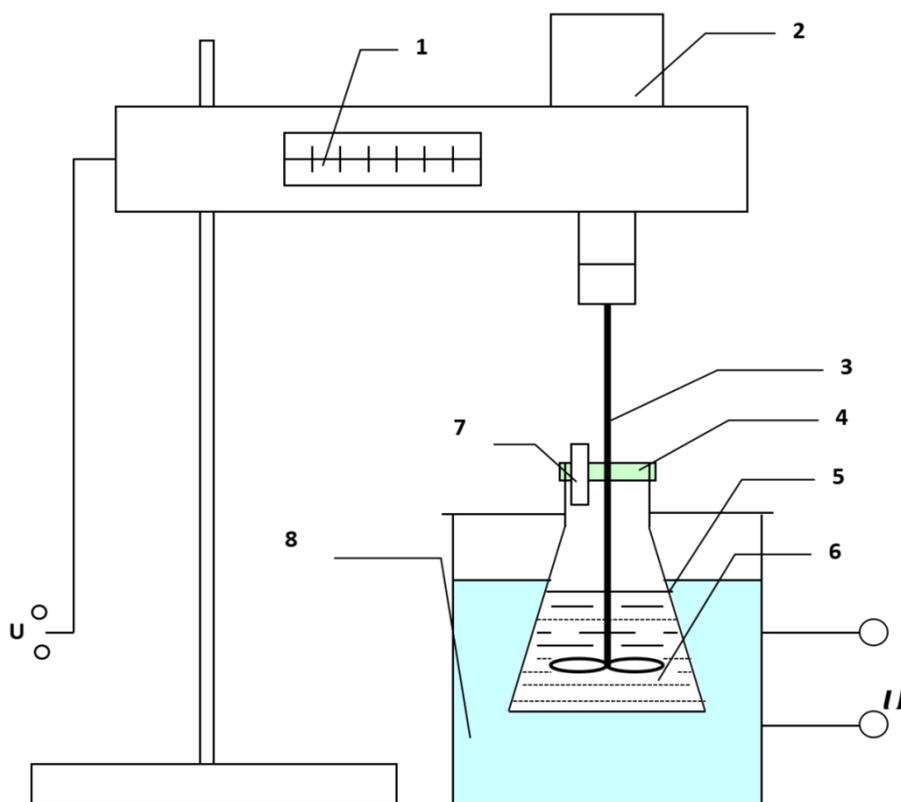


Рис. 2.3. Схема експериментальної установки з апаратом з мішалкою:

1 – регулятор обертів мішалки; 2 – електродвигун; 3 – вал мішалки; 4 – ущільнювач; 5 – колба; 6 – досліджуване середовище; 7 – пристрій для відбору проб; 8 – термостат

2.4. Методики аналізування проб води, що адаптовані до умов досліджень

2.4.1. Методика меркуриметричного визначення хлоридів.

Низька константа дисоціації хлориду ртуті ($2,6 \cdot 10^{-15}$) дає змогу із достатньою точністю визначати хлорид-іони в процесі титрування їх розчином нітрату ртуті. Точку еквівалентності визначалась дифенілкарбазоном, який утворює із надлишком іона ртуті сполуку фіолетового забарвлення. Титрування проводилось за умови $pH\ 2,5 \pm 0,1$.

Без розведення у 100 мл проби визначалось до 100 мг/л хлоридів. Точність визначення ± 1 мг/л. Для точного визначення менше ніж 10 мг/л хлоридів проба попередньо упарювалась.

Чинники, які перешкоджають. Швидкість переходу забарвлення індикатора значною мірою залежить від концентрації іонів водню. У розчинах, pH яких дорівнює 2,0, індикатор не забарвлюється, за $pH\ 3,0$ проява забарвлення запізнюється. Правильне встановлення pH передбачено під час аналізу.

Визначенню заважають сульфіти, хромати та залізо (III) у концентраціях, що перевищують 10 мг/л.

Разом із хлоридами цим методом визначають йодиди та броміди, які присутні у розчині.

Чинники, які перешкоджають. Сульфіди, ціаніди великої мутності і забарвлення усувають так, як і в разі аргентометричного визначення.

Визначення. Для визначення ми брали 100 мл або меншу кількість профільтрованої проби і доводили її до 100 мл дистильованою водою. У колбі для титрування до проби додавали 0,3 мл розчину індикатора, потім каплями 0,2 н. розчин азотної кислоти до переходу забарвлення із синьо-зеленого у жовте і приливали додатково ще 0,25 мл цієї кислоти. У разі аналізу сильно кислих проб, які забарвлюються після додавання індикатора у жовтий колір, додатково добавляли 0,1 н. розчин гідроксиду натрію до появи синьо-зеленого забарвлення. Потім пробу підкислювали азотною кислотою і титрували розчином нітрату ртуті (II) до переходу жовтого забарвлення у фіолетове.

Кількість розчину нітрату ртуті (II), яка необхідна для зміни забарвлення, визначалась холостим дослідом із 100 мл бідистиляту.

Вміст хлорид-іонів у 100 мг/л (x) або у мг-екв/л (y) розраховували за формулами:

$$X = \frac{(a-b) * k * 0,05 * 35,45 * 1000}{V} = \frac{(a-b) * k * 1773}{V}; \quad (2.2)$$

$$Y = \frac{(a-b) * k * 0,05 * 1000}{V} = \frac{(a-b) * k * 50}{V}, \quad (2.3)$$

де a – 0,05 н. розчин нітрату ртуті(II), витраченого на титрування проби; b – об'єм 0,05 н. розчину нітрату ртуті(II), витраченого на титрування холостої проби, мл; k – поправний коефіцієнт до нормальності титрованого розчину нітрату ртуті(II); V – об'єм проби, взятої для визначення, мл; 35,45 – еквівалент Cl^- ; 0,05 – нормальність розчину нітрату ртуті(II).

2.4.2. Методика турбідиметричного визначення сульфат-іонів.

Природний вміст сульфатів у поверхневих і ґрунтових водах зумовлений вивітряннями порід та біохімічними процесами, які проходять у воді. Вміст сульфатів певною мірою визначає некарбонатну твердість води. Вміст сульфатів у водоймах може бути збільшеним внаслідок скиду у них стічних вод, які містять неорганічні та органічні сполуки сірки.

Для визначення сульфатів ми використовували два методи:

- 1) метод титрування нітратом свинцю з дитизоном як індикатор;
- 2) ваговий метод.

2.4.2.1. Пряме титрування нітратом свинцю за наявності дитизону.

Метод чутливий і точний. Титрування проводять у кислому середовищі за наявності двократного об'єму ацетону або етилового спирту. Дитизон ми додавали у твердому стані.

Чинники, які перешкоджають. Усі катіони, які заважають визначенню, видаляють, пропускаючи пробу через катіоніт у Н-формі. Чинники, які перешкоджають, спричинені фосфат-іонами у концентраціях, що перевищують 5 мг/л. Можуть заважати й інші аніони, які осаджуються іонами свинцю,

наприклад хромат-, арсенат-, фторид-, йодид- та оксалат-іони. Але у природних водах ці аніони зазвичай або не трапляються зовсім, або наявні у концентраціях, виражених мікрограмами на один літр.

Визначення. Пробу води ми пропускали через колонку із катіонітом у *H*-формі для усунення катіонів, які заважали визначенню. Викидали перші порції фільтрату, відбираючи його об'єм 10–20 мл, щоб у ньому містилося не менше ніж 1 мл SO_4^{2-} . Якщо сульфат-іонів у пробі мало (наприклад 10–20 мг/л SO_4^{2-}), тоді піпеткою відбирали 50 мл або більше проби, переносили її у колбу для титрування і впарювали до 10–20 мл. Додавали за об'ємом подвійну кількість ацетону або етилового спирту (10–20 мл) та порошок дитизону в такій кількості, щоб розчин став зеленого забарвлення. Потім підігрівали до 50°C і титрували розчином нітрату свинцю, додаючи його із мікробюретки до переходу зеленого забарвлення у червоно-фіолетовий.

Вміст сульфат-іонів (*x*) у мг/л обчислювали за формулою:

$$x = \frac{a * k * 0,02 * 48,03 * 1000}{V} = \frac{a * k * 960,6}{V} \quad (2.4)$$

де *a* – об'єм 0,02 н. розчину нітрату свинцю, мл, який витратили на титрування; *k* – коефіцієнт для переведення концентрації розчину нітрату свинцю із точністю 0,02 н.; *V* – об'єм проби, яка була взята для дослідження, мл; 48,03 – еквівалент SO_4^{2-} .

2.4.2.2. Ваговий метод визначення сульфат-іонів.

Найзручніший об'єм проби 250 мл з вмістом SO_4^{2-} (20–100) мг/л. Точність визначення ± 2 мг SO_4^{2-} на 1 л води.

Чинники, які перешкоджають. Визначенню заважає високий вміст силікатів та заліза, зважені і колоїдні речовини. Одночасно із сульфатами визначаються і сульфіти. Зважені та колоїдні речовини ми відділяли фільтруванням або центрифугуванням, а у деяких випадках – додаванням активованого вугілля.

Високий вміст кремнієвої кислоти та заліза відділяли випарюванням взятого об'єму проби насухо після підкислення 5 мл розбавленим (1:1) розчином соляної кислоти. Сухий залишок нагрівали близько 1 год. За температури 105°C змочували 5 мл розбавленим (1:1) розчином соляної кислоти, нагрівали і

розбавляли приблизно до 50 мл дистильованою водою. Гарячий розчин фільтрували, фільтр промивали розбавленою (1:50) соляною кислотою. До фільтрату додавали 1 мл розбавленої (1:1) азотної кислоти і повільно кип'ятили. Потім додавали розбавлений (1:1) розчин аміаку до лужної реакції і суміш нагрівали на водяній бані приблизно 30 хв. Гідроксиди, які виділялись, відфільтровували і промивали дистильованою водою. Об'єм фільтрату доводили до 250 мл.

За наявності сульфідів пробу попередньо окислювали, додаючи необхідну кількість 0,1 н. розчину йоду. Від результатів визначення сульфатів відіймали знайдений окремо вміст сульфідів.

Визначення. У склянку об'ємом 400–600 мл до 250 мл проби із вмістом 5–50 мл SO_4^{2-} або до меншого об'єму із тим самим вмістом сульфат-іонів, і розведеному до 250 мл дистильованою водою, додавали 2 мл соляної кислоти. Суміш нагрівали до кипіння, постійно перемішували і додавали 3 мл гарячого хлориду барію, перемішуючи приблизно 1 хв. Суміш нагрівали 1 год на водяній бані і залишали 8–12 год за кімнатної температури. Пізніше суміш фільтрували через щільний фільтр і промивали декантацією. Сульфат барію, який осідав, кількісно переводили на фільтр. Частилки сульфату барію, які прилипли до стінок склянки, витирали вологим беззольним фільтровим папером і промивали склянку дистильованою водою. Осад на фільтрі промивали гарячою дистильованою водою до від'ємної реакції на хлорид-іони у фільтраті (реакція із нітратом срібла). Фільтр із осадом переносили у попередньо розжарений тигель, після чого висушували і обережно спалювали. Осад прожарювали за температури 800 °C до постійної маси. За різницею знаходили масу $BaSO_4$. Вміст сульфат-іонів розраховували у мг-екв/л (x) або мл/л (y) за формулами.

$$X = \frac{m * 0,4116 * 1000}{48,03V} = \frac{m * 8,569}{V} ; \quad (2.5)$$

$$Y = \frac{m * 0,4116 * 1000}{V} = \frac{m * 411,6}{V}, \quad (2.6)$$

де m – маса $BaSO_4$, мл; V – об'єм проби, взятої для аналізу, мл; 0,4116 – коефіцієнт перерахунку $BaSO_4$ на SO_4^{2-} ; 48,03 – еквівалент SO_4^{2-} -іона.

2.4.3. Визначення твердості води.

Загальна твердість води показує концентрацію в ній катіонів двовалентних лужноземельних металів, передусім кальцію та магнію. Ці елементи у природних умовах потрапляють у воду внаслідок взаємодії вуглекислого газу із карбонатними мінералами або в результаті біохімічних процесів, які проходять у зволжених шарах ґрунту. Твердість природних вод може змінюватись під час оброблення на водопровідних станціях або після скиду в них стічних вод.

Кількість кальцію та магнію, еквівалентні кількості карбонатів та гідрокарбонатів, називається карбонатною твердістю. Некарбонатна твердість визначається як різниця між загальною та карбонатною твердістю і показує кількість катіонів лужноземельних металів, яка дорівнює аніонам мінеральних кислот: хлорид-, сульфат-, нітрат-іонам та ін.

Загальну твердість визначають у питній, підземній, поверхневій воді, а також в особливих випадках у стічних водах. Нижче наведено метод визначення загальної твердості для води усіх видів.

Роздільні значення карбонатної та некарбонатної твердості отримували розрахунком, використовуючи значення загальної твердості та лужності води.

Результати визначення твердості ми виражали у міліграм-еквівалентах на 1 л води або в німецьких градусах твердості води (°Н).

2.4.3.1. Визначення карбонатної твердості.

Визначення карбонатної твердості води базується на властивості карбонатів вступати у реакцію із кислотою:



Карбонатну твердість визначають тим же методом, що і гідрокарбонати: титруванням 0,1 н. розчином соляної кислоти за наявності метилового оранжевого.

Результати визначень виражали у мг-екв/л. Якщо кількість мг-екв/л іонів HCO_3^- воді буде більше суми мг-екв/л іонів Ca і Mg , тоді карбонатну твердість прирівнювали до загальної твердості. Це стосується лужних вод. Розрахунок проводили, використовуючи формулу

$$H_k = V * N \frac{1000}{a} \text{ мг-екв/л,} \quad (2.8)$$

де V – об'єм 0,1 н. розчину HCl , який використано на титрування, в мл; N – нормальність соляної кислоти; a – об'єм досліджуваної води, використаної для визначення карбонатної твердості, в мл.

2.4.3.2. Визначення загальної твердості.

Методи визначення зальної твердості води ґрунтуються на реакціях взаємодії іонів кальцію, магнію, а також марганцю (II), заліза (III), алюмінію деякими реагентами: мильними та лужними розчинами або органічними реагентами. Мильні та лужні розчини осаджують іони кальцію, магнію тощо. Органічні реагенти утворюють комплексні сполуки із цими іонами.

Як мильні розчини використовують спиртові розчини пальмітату, стеарату або олеату лужних металів.

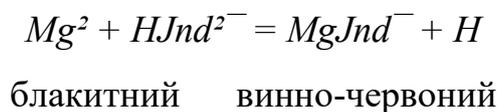
Як лужні розчини використовують суміш, яка складається із рівного об'єму 0,1 N розчину їдконого натру і карбонату натрію, або розчин тринатрійфосфату, який має лужну реакцію. Як органічний реагент використовують трилон Б.

Трилонометричний (комплексометричний) метод ґрунтується на властивості іонів лужно-земельних металів кальцію та магнію утворювати у лужному середовищі міцні комплексні сполуки із трилоном Б.

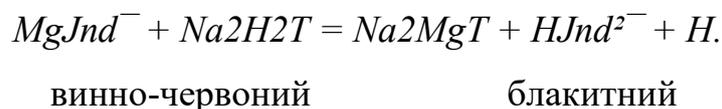
Схематично ці реакції можна зобразити такими рівняннями:



Спочатку утворюється комплекс із іонами кальцію, а потім із іонами магнію такого самого типу. Як індикатор використовують спиртовий розчин барвника “еріохром чорний Т”. У помірно лужному середовищі (за pH , що приблизно дорівнює 10) різка зміна блакитного забарвлення індикатора у винно-червону відбувається внаслідок утворення $MgJnd^-$:



Упродовж титрування спочатку утворюється комплексне сполука трилону Б із іонами кальцію, а потім сполука із іонами магнію, сполука іонів магнію із індикатором руйнується і в кінці титрування змінюється забарвлення розчину із винно-червоного у блакитну внаслідок реакції:



Іони кальцію не дають чіткого забарвлення індикатора, тому окремо іони кальцію разом із індикатором еріохром чорний Т визначити неможливо. Необхідне лужне середовище (pH приблизно дорівнює 10) у воді, яку титрують, створюється додаванням до нього аміачно-буферного розчину.

Визначення. У конічну колбу ємністю 250 мл піпеткою відмірювали необхідну кількість води, яку аналізують (залежно від очікуваної твердості води). Після цього (якщо потрібно) доводили об’єм колби до 50 мл, додаючи 5 мл аміачно-буферного розчину, 10 крапель індикатора і повільно титрували 0,01 N розчином трилону Б, постійно перемішуючи до зміни забарвлення із винно-червоного на блакитний. Для розрахунків використовували формулу:

$$H_3 = V * N \frac{1000}{a} \text{ мг-екв/л,} \quad (2.11)$$

де V – об’єм 0,01 N розчину трилону Б, використаного на титрування, в мл; N – нормальність розчину трилону Б; a – об’єм досліджуваної води, в мл.

Результати визначення обчислювали до 0,01 мг-екв/л.

2.4.4. Визначення вмісту іонів лужних металів Na^+ , K^+ .

Загальний вміст іонів лужних металів визначається як різниця між сумою мг-екв катіонів та сумою мг-екв аніонів. Враховується лише ті іони, вміст яких більший, ніж 0,01 мг-екв. Якщо сума мг-екв аніонів виявляється меншою, ніж сума мг-екв катіонів, то роблять висновок про те, що іони Na та K відсутні. Якщо ця різниця більша ніж 3 % щодо суми усіх інших іонів за загальної мінералізації води вище ніж 300 мг/л і більше ніж 5 % за загальної мінералізації води нижче ніж 300 мг/мл, можна припустити, що під час аналізу допущено значні помилки. Для перерахунку обчисленого значення вмісту суми іонів лужних металів із мг-екв у мл/л потрібно одержану величину помножити на емпіричний коефіцієнт, який дорівнює 25.

2.4.5. Визначення загального вмісту іонів ($\sum i$).

Загальний вміст іонів обчислюється сумуванням величин, встановлених визначенням вмісту іонів. Для такої схеми аналізу сума іонів визначають сумою наступних головних іонів, виражених у м/л або у г/кг (при $\sum i > 1$ г/л) :

$$\sum i = Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ + HCO_3^- + CO_3^{2-} + SO_4^{2-} + Cl^- \quad (2.12)$$

Якщо вміст іонів твердості (Fe^{2+} , HCO_3^- та інші) перевищує 0,1 мг/л, то їх також сумують під час визначення $\sum i$.

Вміст Fe , Si , форми яких у воді виражені погано, до підрахунку $\sum i$ не враховується.

2.4.6. Визначення pH досліджуваної води за допомогою pH -метра $pH-150$ МА.

pH -метр – мілівольтметр $pH-150$ МА застосовується для вимірювання активності іонів водню (pH), окисно-відновного потенціалу (Eh) та температури водних розчинів. Вимір pH , Eh та температури здійснюють за допомогою вимірювального перетворювача та набору електродів.

pH -метр – це портативний мікропроцесорний прилад із мережею та автономним живленням, який можна використовувати в лабораторіях

підприємств та науково-дослідних інститутів різних напрямів діяльності, а також у галузі охорони навколишнього середовища.

В основу роботи приладу покладено потенціометричний метод вимірювання pH і Eh контрольованого розчину.

Для вимірювання pH (або Eh) розчинів використовують електродну систему, яка складається із вимірювального та допоміжного електрода.

Електродна система після занурення у контрольований розчин генерує ЕДС, лінійно залежну від активності іонів та температури розчину.

Точка, в якій потенціал електродної системи не залежить від температури, називається ізопотенціальною. Величини E_u і pH_u є координатами ізопотенціальної точки.

Під час вимірювання перетворювач обчислює pH за формулою:

$$pH = pH_u + \frac{E - E_u}{K_s * St_{теор}}, \quad (2.13)$$

де pH – величина pH -розчину, який аналізують pH , виводиться на дисплей як результат вимірювання; E – вимірювана величина ЕДС електродної системи, розміщена в розчині що аналізується, мВ; pH_u – координата ізопотенціальної точки електрода, pH визначається під час калібрування і постійно наявна в пам'яті пристрою; E_u – координата ізопотенціальної точки електрода, мВ, визначається впродовж калібрування і постійно наявна в пам'яті пристрою; K_s – поправний коефіцієнт, який враховує відхилення реальної величини від теоретичного значення, обчислюється в режимі калібрування і постійно присутній у пам'яті пристрою; $St_{теор}$ – коефіцієнт теоретичного відхилення електродної системи, який можна розрахувати для конкретної температури, розчину який аналізують за формулою:

$$St_{теор} = -0,1984 * (273,16 + t), \quad (2.14)$$

де t – температура розчину, який аналізують, $^{\circ}C$. Вимірюється або встановлюється вручну, залежно від виду термокомпенсації.

Як вимірювальний електрод для вимірювання pH використовують скляний електрод, а як допоміжний – хлорсрібний. Обидва електрода конструктивно з'єднані в комбінований електрод.

Контакт допоміжного електрода із розчином, який досліджують, виконують за допомогою електричного ключа. 3-молярний розчин хлористого калію безперервно проходить через електричний ключ і запобігає проникненню із розчину, який досліджується, в систему допоміжного електрода сторонніх іонів, які могли б змінити величину потенціалу електрода.

2.4.7. Йодометричний метод визначення розчинених сульфідів і сірководню.

Розчинені сульфідів та сірководень визначали після відділення нерозчинних сульфідів коагуляцією або фільтруванням проби. У прозорому розчині сульфідів та сірководень визначали йодометричним титруванням.

Сірководень окислювали до сірки у кислому середовищі із надлишком йоду. Йод, який ми використовували на окиснення, визначали за різницею між доданою кількістю та його надлишком, який титрували тіосульфатом.

Для титрування використовували 0,02 н. або 0,01 н. розчини йоду та тіосульфату. У разі дослідження 500 мл проби води із використанням поглиначів та титруванням 0,02 н. розчинами, додаванням із мікробюреток, можна визначити навіть 0,05 мг H_2S у 1 л води. Оскільки сірководень швидко окиснюється киснем повітря, визначення проводили відразу після відбору проби або використовували консервування проби за допомогою додавання розчину ацетату кадмію або цинку та розчину гідроксиду натрію.

Визначення. Колбу певної ємності ми наповнювали пробєю води. На місці відбору проби додавали на дно колби 1 мл розчину ацетату кадмію або ацетату цинку і 0,5 мл 25 % розчину гідроксиду натру на кожні 100 мл проби. Колбу щільно закривали. Вміст колби аналізували не пізніше ніж через добу після відбору проби.

Пробу у колбі з осадом гідроокису кадмію або свіжу пробу кількісно переливали у підготовану для досліду нову колбу. У два промивачі, з'єднані послідовно, наливали по 20–50 мл 0,1 н. розчину гідроксиду натрію з гліцерином. Після того ці промивачі під'єднували до трубки колби і витісняли кисень, пропускаючи невелику кількість азоту протягом 5 хв. Після цього через

лійку додавали 5 мл розбавленої сірчаної кислоти на кожні 100 мл проби. Через 1 год пропускали невеликий потік азоту через колбу і нагрівали її до 50–60°C. Промивачі від'єднували і їх вміст кількісно переливали у колбу для титрування і додавали 5–20 мл 0,02 н. або 0,01 н. розчину йоду на 10 мл соляної кислоти. Закривали колбу корком і залишали на 5 хв у темноті. Після цього титрували надлишок йоду 0,02 н. або 0,01 н. розчином тіосульфату за крохмалем до знебарвлення. Одночасно визначали об'єм розчину тіосульфату, який використано на ідентичний об'єм йоду, що його додано до проби.

Вміст сульфід-іонів і сірководню(x) у мг/л визначали за формулою:

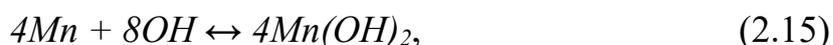
$$x = \frac{(a-b) * k * N * 17,04 * 1000}{V_1 - V} = \frac{(a-b) * k * N * 17040}{V_1 - V}; \quad (2.14)$$

де a – об'єм титрованого розчину тіосульфату, який використано на доданий об'єм розчину йоду, мл; b – об'єм титрованого розчину тіосульфату, який використано для титрування надлишку йоду, мл; k – коефіцієнт для приведення концентрації розчину тіосульфату точно до 0,01 н. або 0,02 н.; N – нормальність титрованого розчину тіосульфату; V – ємність склянки для проби, мл; V_1 – об'єм доданих консервувальних реактивів, мл; 17,04 – еквівалент H_2S .

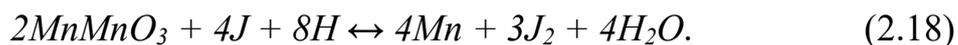
2.4.8. Йодометричний метод визначення розчиненого у воді кисню (O_2)

Визначення розчиненого у воді кисню проводили загальноприйнятим йодометричним методом. Основа методу полягає у здатності гідрату закису марганцю окиснюватися у лужному середовищі у сполуки із вищою валентністю, кількісно зв'язуючи в процесі цього окиснення розчинений у воді кисень, і потім знову переходити у двохвалентну сполуку в кислому середовищі, окиснюючи еквівалентну зв'язаному кисню кількість йодистого калію. Кисень, який виділяється у процесі цих перетворень, визначається титруванням тіосульфатом.

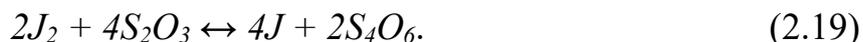
Фіксація O_2 у лужному середовищі:



Виділення йоду у кислому середовищі:



Йодометричне визначення тіосульфатом:



Визначення. У відібрану пробу, безпосередньо на місці, негайно не закриваючи колбу корком ми додавали піпеткою 1 мл розчину $MnCl_2$ і 1мл $KJ + NaOH$. Піпетку кожен раз занурювали спочатку до половини колби, а потім, у мірі виливання, підіймали її догори. Для кожного із використовуваних розчинів використовували окремі піпетки. Після додавання реактивів колбу закривали корком і добре перемішували.

Не більш ніж через дві доби розчин титрували, додаючи до нього 5 мл розчину (2:1) HCl . Колба закривалась пробкою і її вміст добре перемішувався. Осад манганітів окислював йодисті сполуки і рідина забарвлювалась у жовтий колір від йоду, котрий виділявся. Після цього проба переливалась у іншу колбу об'ємом 250–300 мл і титрувалась 0,02 н. розчином тіосульфату. Титрування відбувалося допоки колір розчину не ставав слабко-жовтим, після цього додавали 1 мл розчину крохмалю і продовжували краплями титрування до зникнення синього забарвлення.

Нормальність розчину тіосульфату виражена через еквівалентну йому кількість кисню, тому 1 мл точно 1,0 н. розчину тіосульфату відповідатиме 8 мг кисню. Якщо на титрування використано n мл розчину тіосульфату, тоді $8nN$ виражає вміст кисню у пробі. Для перерахунку на 1 л води значення O_2 виражається загальною формулою:

$$X = \frac{8 * n * N * 1000}{V - 2} \text{ мг } O_2/\text{л}, \quad (2.20)$$

де – N нормальність розчину тіосульфату, n – кількість мілілітрів розчину тіосульфату, який витратився на титрування проби, V – об'єм колби, у якій зафіксовано пробу, 2 – об'єм води, котрий вилився внаслідок додавання 2 мл реактивів.

Результат визначення заокруглюють до 0,01 мг/л.

2.5. Методика дослідження елементного складу ґрунтів на рентгенофлуоресцентному аналізаторі *EXPERT 3L*

Дослідження елементного складу проб ґрунтів, відібраних упродовж виконання моніторингових досліджень, проводили на рентгенофлуоресцентному аналізаторі *EXPERT 3L*. Загальний вигляд рентгенофлуоресцентного аналізатора *EXPERT 3L* представлено на рис. 2.4.

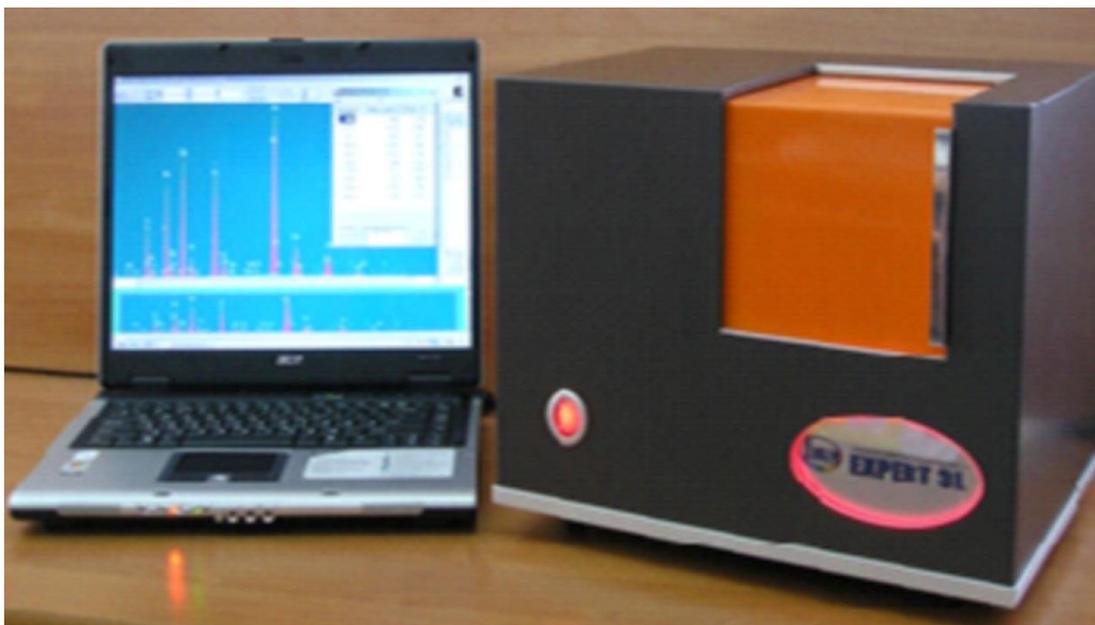


Рис. 2.4. Загальний вигляд рентгенофлуоресцентного аналізатора *EXPERT 3L*

Рентгенофлуоресцентний аналізатор *EXPERT 3L* призначений для вимірювання методом рентгенофлуоресцентного аналізу масової частки (%) основних хімічних елементів. Діапазон вимірюваних Хімічні елементи, що вимірюються, знаходяться у діапазоні від магнію (12 *Mg*) до урану (92*U*). Принцип вимірювання полягає в тому, що під час взаємодії зразка з високоенергетичним рентгенівським випромінюванням одна частина випромінювання проходить через зразок, інша частина розсіюється, а частина випромінювання поглинається речовиною зразка. Під час поглинання рентгенівського випромінювання речовиною виникають відразу декілька ефектів. Одним із цих ефектів є рентгенівська флуоресценція – генерування речовиною вторинного рентгенівського випромінювання. У аналізаторі *EXPERT 3L* реалізують методику енергодисперсійного рентгенофлуоресцентного елементного аналізу

із використанням методу фундаментальних параметрів. Цей метод полягає у порушенні характеристичного випромінювання атомів проби фотонами гальмівного спектра малопотужної рентгенівської трубки. Випромінювання реєструє напівпровідниковий *PIN*-детектор з термоелектричним охолодженням. Пробу, яку досліджують, поміщають у вимірвальну камеру блоку вимірювання. У цій камері за умови закритої кришки пробу опромінюють рентгенівським випромінюванням, яке генерувало УРВ. Детектор з передпідсилювачем перетворював енергію фотона на електричний сигнал, амплітуда якого пропорційна енергії фотона. Пізніше сигнал сигнальним кабелем подавався на модуль спектрометричного підсилювача. У цьому модулі сигнал формувалася та підсилювалася. Після закінчення експозиції накопичений спектр завантажувалася із буфера накопичення в буфер опрацювання (пам'ять комп'ютера). За допомогою інстальованого на комп'ютері програмно-методичного забезпечення виконано повне математичне опрацювання сигналу. Результати вимірювань подано у вигляді таблиць, у яких перелічено виявлені елементи із зазначенням їхніх концентрацій та допустимих відхилень вимірів.

РОЗДІЛ 3

МОНІТОРИНГ СТАНУ КОМПОНЕНТІВ ДОВКІЛЛЯ В БАСЕЙНІ РІКИ ЗАХІДНИЙ БУГ

Моніторинг стану компонентів довкілля в басейні Західного Бугу проводили протягом 2014–2015 років. Для цього відбирали проби із визначених створів за методикою, яку детально описано в розділі 2.1. Дослідження складу відібраних проб здійснено за методикою, описаною у розділі 2.4.

Для аналізу впливу забрудненості компонентів довкілля в притоках Західного Бугу на загальний стан екологічної небезпеки в басейні проводився відбір проб в басейні річки Рати та їх дослідження згідно з методиками, описаними в підрозділах 2.4 та 2.5.

3.1. Аналіз масштабів водокористування в басейні Західного Бугу

Баланс використання води різними типами водоспоживачів у басейні Західного Бугу представлений в табл. 3.1 [140].

Таблиця 3.1

Баланс використання води у басейні Західного Бугу

Рік	Забрано прісної води, млн м ³			Використано, млн м ³				
	всього	зокрема з поверх-невих водних джерел	з підземних водних джерел	всього	зокрема на виробничі потреби	с\г	комунальне господарство	Інші*
2015 р.	56,58	6,47	50,11	35,70	12,10	5,69	17,64	0,29
2014 р.	70,65	16,89	53,76	46,14	12,11	6,33	20,03	7,67

За даними [140], у 2015 році забір прісної води із природних водних об'єктів у басейні Західного Бугу зменшився на 13,97 млн м³ порівняно з 2014 роком і становив 56,58 млн м³. Причиною такої динаміки стало зменшення забору поверхневих вод на 10,42 млн м³ (16,89 млн м³ у 2014 році до 6,47 млн м³ у 2015 році) та зменшення забору прісної води із підземних водних об'єктів на 3,65 млн м³ (53,76 млн м³ у 2014 році, 50,11 млн м³ у 2015 році).

Загальний забір води у басейні Західного Бугу зменшився головним чином за рахунок ЛМКП “Львівводоканал” (на 2,64 млн м³), КП “Червоноградводоканал” (на 0,3 млн м³), орендарів рибогосподарської діяльності (3,8 млн м³), сільськогосподарських підприємств Сокальського, Жовківського, Радехівського, Кам'яно-Бузького, Буського, Золочівського районів.

Зменшення забору прісної води з підземних джерел на 3,65 млн м³ відбулось за рахунок:

- ЛМКП “Львівводоканал” – на 2,64 млн м³.
- сільськогосподарських підприємств Сокальського, Жовківського, Радехівського, Кам'яно-Бузького, Буського, Золочівського районів.

Основні причини цього зменшення зумовлені такими чинниками:

- встановлення приладів обліку та економного відношенням до своїх коштів споживачами населених пунктів і супутніх споживачів;
- встановлення обліку води на свердловинах, що дає можливість відстежувати реальні обсяги забору води;
- зменшилась кількість аварій внаслідок заміни аварійних ділянок збірних та магістральних водогонів.

Відповідно до зменшення забору води із природних водних об'єктів зменшилось і їх використання на 10,4 млн м³. Основне зменшення відбулось за рахунок ставкових господарств, які протягом року не здійснювали забір води з поверхневих водних об'єктів.

Використання води на виробничі потреби залишилося на рівні 2014 року і становило 12,1 млн м³.

За 2015 рік використання води на господарсько-питні потреби в басейні річки Західний Буг зменшилося на 2,39 млн м³ у результаті подальшого встановлення приладів обліку в квартирах мешканців міст і селищ. Зменшення використання води спостерігалось на таких підприємствах: ЛМКП “Львівводоканал” (1,1 млн м³), КП “Червоноградводоканал” (0,2 млн м³), а також шахти Червоноградського вугільного басейну.

Згідно з даними районних управлінь водного господарства використання води в басейні Західного Бугу сільськогосподарськими підприємствами за 2015 рік зменшилося в порівнянні з 2014 роком і становило 5,69 млн м³ у зв'язку із зменшенням кількості тварин у приватних господарствах та зменшенням кількості сільськогосподарських підприємств, у яких утримувалися тварини на відгодівлі.

Збільшення витрати води в системах оборотного та повторного використання в басейні відбулося за рахунок ВП “Добротвірська ТЕС” ПАТ “ДТЕК Західенерго” (на 51,4 млн. м³). Таке збільшення зумовлено збільшенням відпуску електроенергії на підприємстві на 369,262 млн кВт · год. та відведенням очищених стічних вод для поповнення системи повторно-послідовного водопостачання для золовидалення.

3.2. Аналіз динаміки скиду зворотних вод у поверхневі водойми Західного Бугу

Баланс скиду зворотних вод у поверхневі водні об'єкти басейну Західного Бугу представлено на рис. 3.1.

У 2015 р. скид нормативно очищених стічних вод зменшився на 1,2 млн м³, нормативно чистих (за рахунок зменшення забору) – на 1,5 млн м³ порівняно з 2014 роком.

ДТЕК ВП “Добротвірська ТЕС” зменшила об'єм скиду води на 0,82 млн м³ і у 2015 році скинула тільки нормативно чисті без очищення стоки. Після ремонту трубопроводу відведення очищених побутових стічних вод проводиться не у

водний об'єкт, а для поповнення системи повторно-послідовного водопостачання золовидалення.

Змінено категорію з нормативно очищених на недостатньо очищені для частини стоків Буського ПВКГ. Ця ситуація склалася внаслідок скиду на КОС Буського ПВКГ нерозбавлених концентратів ТзОВ "Буський консервний завод".

Допущено скид неочищених вод ПРАТ "Компанія "Ензим" внаслідок аварійної ситуації, яка сталася під час виконання демонтажних робіт на ємності з-під аміачної води.

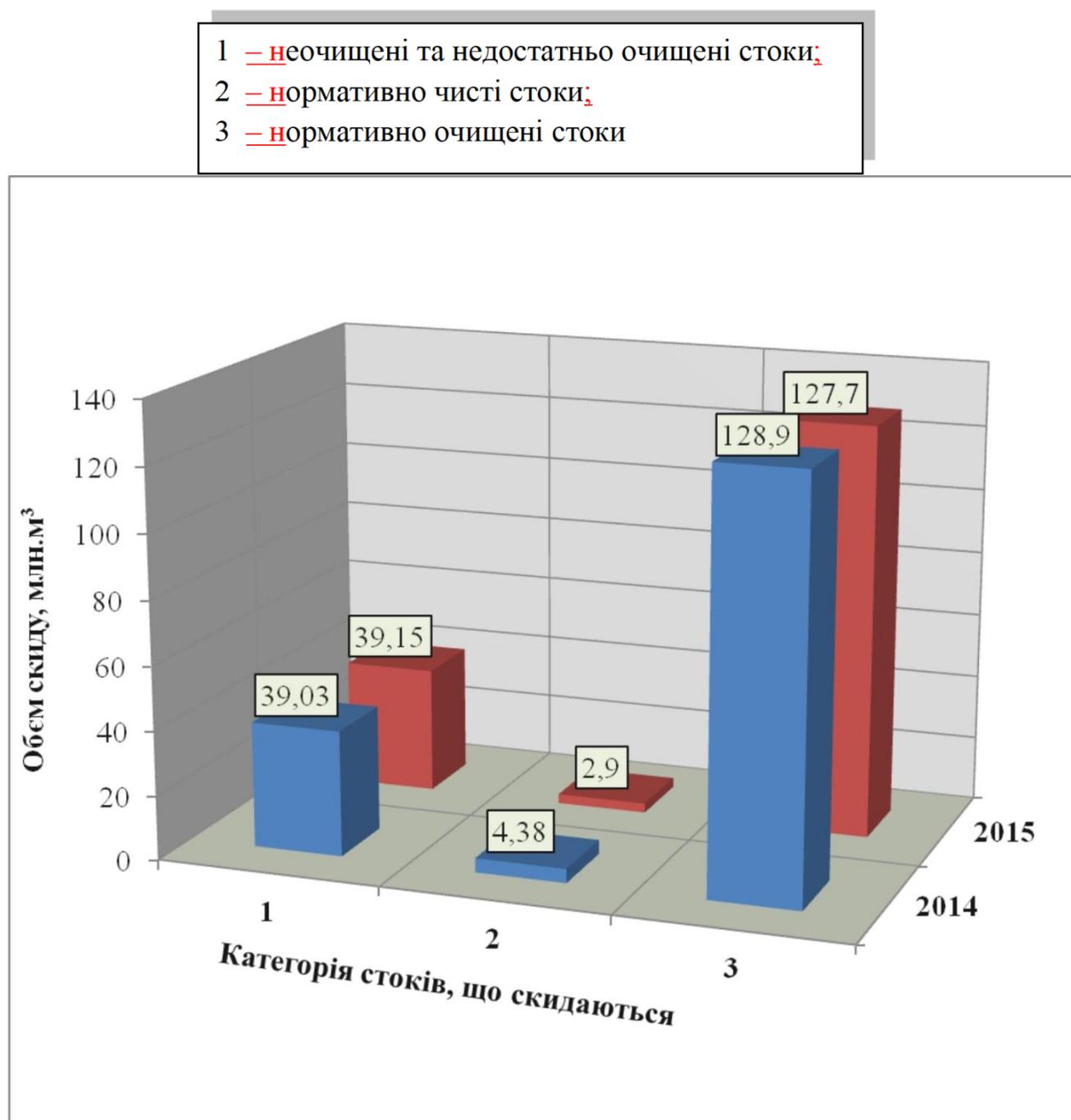


Рис. 3.1. Баланс скиду зворотних вод у поверхневі водні об'єкти басейну

Змінено категорію з недостатньо очищених стічних вод на нормативно очищені на очисних спорудах пункту водопостачання ст. Підбірці внаслідок ремонту системи аерації та заміни застарілих розподільчих лотків у вторинних відстійниках.

Зменшення скиду стоків загалом і недостатньо очищених вод у їх складі зафіксовано на Рава-Руському БУ № 2 та КП “Червоноградводоканал” через зменшення забору і використання води абонентами підприємства.

Зменшився скид нормативно чистих вод на 1,48 млн м³ внаслідок зменшення забору і скиду МКП “Золочівводоканал”, Вузівського МПД № 2, ТзОВ “Радехівцукор”.

Поряд із загальним зменшенням скиду зафіксовано збільшення скиду неочищених і недостатньо-очищених зворотних вод на 0,12 млн м³ внаслідок зростання скиду КП “Кам’янкаводоканал”, Львівського національного аграрного університету, Сокальського МКП ВКГ, КП ЖКГ Великомоствівської міської ради.

За рахунок зростання виробництва незначно збільшили скид нормативно очищених вод ТзОВ “Кроно-Україна” і пункт водопостачання ст. Підбірці.

Без змін категорії здійснювався скид стічних вод з КОС-1 і КОС-2 ЛМКП “Львівводоканал”.

У 2015 р. очисні споруди працювали ефективно та здійснювався скид нормативно очищених стічних вод на підприємствах:

- ЛМКП “Львівводоканал” КОС-2. Протягом року проведено капітальний ремонт первинного та вторинних відстійників, заміну центрального відбивача, поточні ремонти відстійників, ремонт компресора й аеротенка-змішувача, встановлення системи преаерації аеротенків-витискувачів;
- з КОС-2 ЛМКП “Львівводоканал” зменшився скид таких забруднювальних речовин: сухого залишку, хлоридів, сульфатів, азоту амонійного, нітратів, нітритів, заліза, міді, а також завислих речовин, однак збільшився – СПАР, фосфатів, свинцю, нафтопродуктів, хрому,

ХСК, марганцю і кадмію. Збільшення скиду СПАР і фосфатів відбувається внаслідок широкого використання синтетичних мийних речовин населенням і промисловістю Львова;

- МКП “Золочівводоканал” протягом року замінено насоси на перекачувальній НС, проведено очищення мулових та піскових площадок, ремонт залізобетонній конструкцій біофільтрів, замінено запірну арматуру на відстійниках, а також встановлено металеві конструкції на пошкоджених лотках первинних відстійників.

У ріки басейну Західного Бугу продовжують надходити забруднені стічні води таких комунальних підприємств

ЛМКП “Львівводоканал” КОС-1. Протягом 2015 року на КОС-1 перекидалися дощові стоки з басейну каналізування КОС-2 для розбавлення госпобутових та виробничих стоків з метою зменшення концентрації забруднювальних речовин. Крім того, проведено капітальний ремонт первинного відстійника № 10, замінено центральний відбивач, відбулись поточні ремонти відстійників № 6 і 9, виготовлено та замінено шибєрні затвори на пісколовках, первинному відстійнику № 10 і вторинному відстійнику № 9, відремонтовано компресор і аеротенк-змішувач № 5, встановлено систему преаерації аеротенків-витискувачів № 1–4. Внаслідок зменшення використання води підприємствами, ремонту КОС та введення в експлуатацію на деяких підприємствах очисних споруд попереднього очищення зменшився скид з КОС-1 ЛМКП “Львівводоканал” кількості забруднювальних речовин: сухого залишку, хлоридів, сульфатів, азоту амонійного, нітратів, нітритів, заліза, міді, а також марганцю і кадмію, однак збільшився скид СПАР, фосфатів, свинцю, нафтопродуктів, хрому, ХСК, завислих речовин, цинку і нікелю. Збільшення скиду мікроелементів викликане зростанням їхнього надходження зі стічними водами підприємств м. Львова (ці забруднювальні речовини не вилучені під час очищення на КОС). ЛМКП “Львівводоканал” залишається найбільшим забруднювачем поверхневих вод Львівської області.

КП “Рава-Руське БУ № 2”. На очисних спорудах м. Рава-Руська у 2014–2015 рр. продовжувались роботи з реконструкції очисних споруд для збільшення продуктивності.

КП “Червоноградводоканал” в м. Соснівка та смт Гірник скинув недостатньо очищені стічні води в р. Західний Буг та р. Рата. Протягом року проводили поточний ремонт: пісколовок № 1 № 2; первинних, вторинних відстійників та лотків відстійників; ремонт пошкоджених лотків стічних вод.

КП “Кам’янкаводоканал” згідно з проектом “Ремонт і реконструкція очисних споруд комунальних стоків водопровідно-каналізаційного господарства м. Кам’янка-Бузька” проводить реконструкцію наявних очисних споруд з метою покращення очищення стічних вод.

Сокальське МКПВКГ збільшив об’єм скинутих недостатньо-очищених вод у р. Західний Буг внаслідок збільшення забору води. Протягом року замінено решітки у лотках надходження стічних вод до пісколовок та перед двоярусними відстійниками, змонтовано другу нитку подачі стічних вод до біологічного очищення. Відремонтовано радіальний відстійник, введено в експлуатацію частотний регулятор на компресорі подачі повітря в аеротенки, проведено ремонт аеротенка № 4 та пневмоаеротенків у ньому.

КП “ЖКГ Великомоствської міської ради” збільшило об’єм скинутих недостатньо очищених вод внаслідок збільшення забору води.

3.3. Аналіз змін стану водних об’єктів басейну Західного Бугу за результатами спостережень та лабораторних вимірювань

Встановлення концентрацій забруднень у пробах води здійснювали відповідно до методики, поданої в підрозділі 2.5. Дані лабораторних аналізів наведено у Додатку 1.

Середні значення показників якості води за 2015 р. порівняно із відповідними середніми значеннями показників якості води за 2014 рік. Зміна якості води у пунктах спостережень залежить від кількості та якості стічних вод підприємств,

неорганізованих стоків, метеорологічних факторів, гідрологічних умов річок під час відбору проб води тощо.

Аналіз профілів зміни концентрацій основних забруднень у Західному Бугу в межах Львівської області представлено на рис. 3.2–3.8. Щоб побудувати профілі з фіксацією максимальних перевищень концентрацій забруднень, відкладали максимальні концентрації забруднень, які фіксували протягом року в контрольних створах.

На рис. 3.2 і рис. 3.3 представлено профілі зміни ХСК та БСК₅ у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках. Як помітно з поданих рисунків, залежності є однотипними. Початковий їхній високий рівень пов'язаний із впливом Львівських каналізаційних очисних споруд, виск із яких через ріку Полтву потрапляє в Західний Буг. Високі значення ХСК і БСК₅ свідчать про недостатній ступінь очищення стоків на цих каналізаційних очисних спорудах і значну кількість органічних забруднень, які потрапляють у Західний Буг внаслідок цього недосконалого очищення.

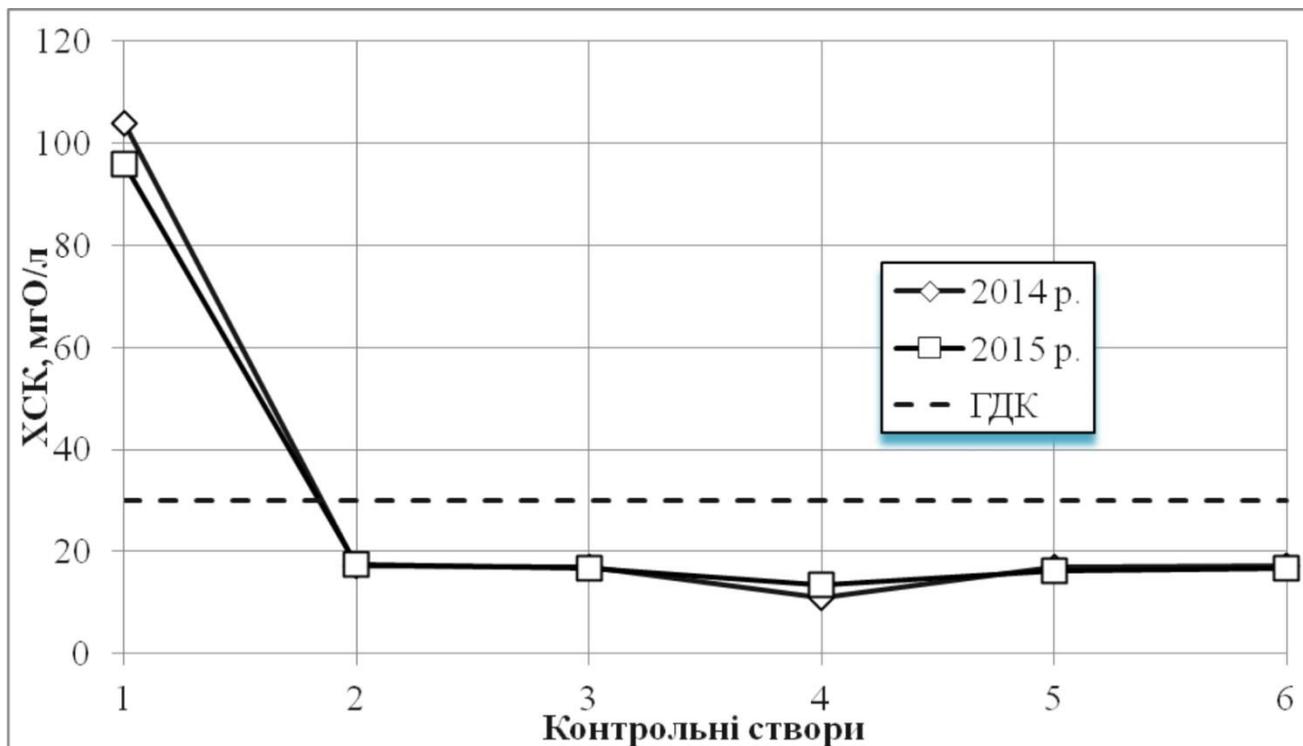


Рис. 3.2. Профілі зміни ХСК у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках

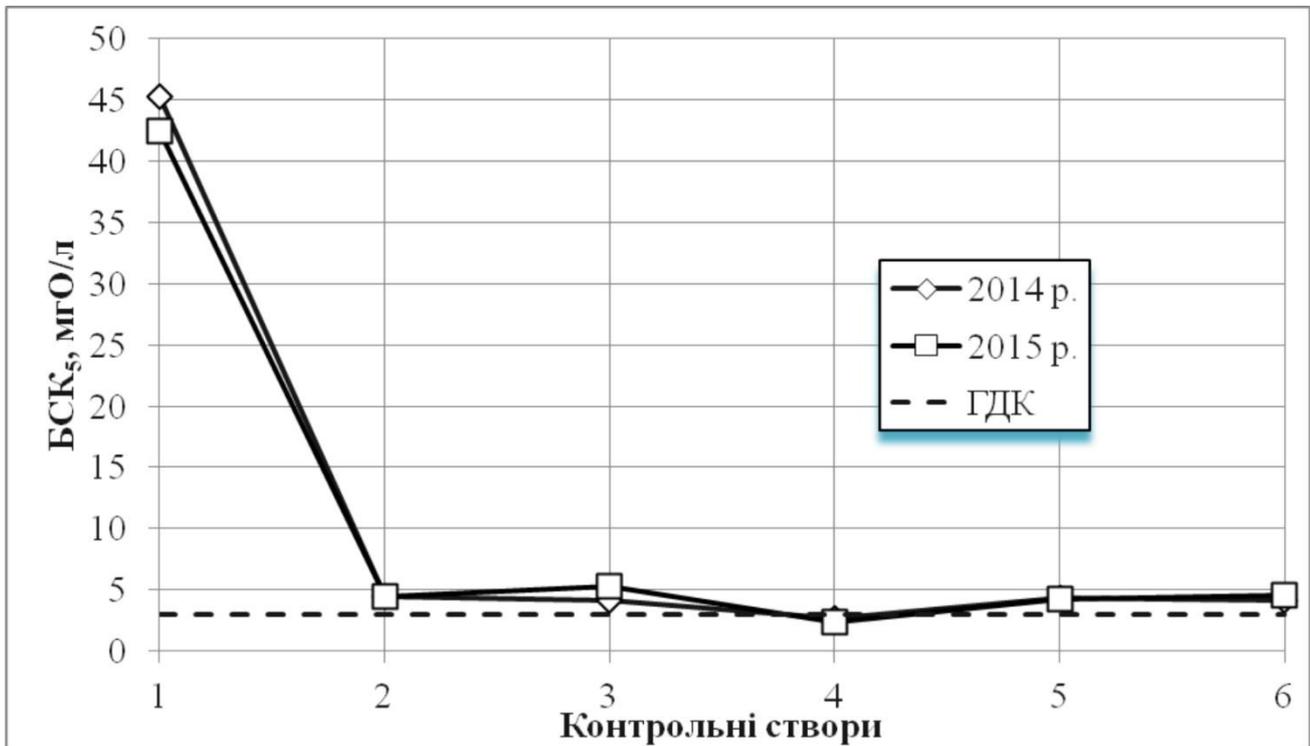


Рис. 3.3. Профілі зміни БСК₅ у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках

Треба зауважити, що для профілю ХСК істотне перевищення ГДК (більше ніж утричі) спостерігали тільки на першому контрольному створі (після впадіння у Західний Буг річки Полтви). На подальшому профілю річки перевищення ГДК для хімічного споживання кисню не спостерігається. Що ж стосується БСК₅, то, як і у попередньому випадку, найсуттєвіше перевищення цього показника (майже в 15 разів) спостерігається у першому контрольному створі. Але і надалі протягом практично всього профілю Західного Бугу в Львівській області значення БСК₅ перебуває або на рівні ГДК або незначно його перевищує.

Що ж стосується профілів цих забруднень у 2014 та 2015 роках, то слід зауважити, що відрізняються вони незначно. І будь-які заходи щодо зниження рівня забруднень стоків, які потрапляють у Західний Буг після першого контрольного створу, нівелюються масивами забруднень львівських каналізаційних очисних споруд, які потрапляють у Західний Буг через Полтву.

На рис. 3.4 представлені профілі зміни концентрації іонів амонію у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках

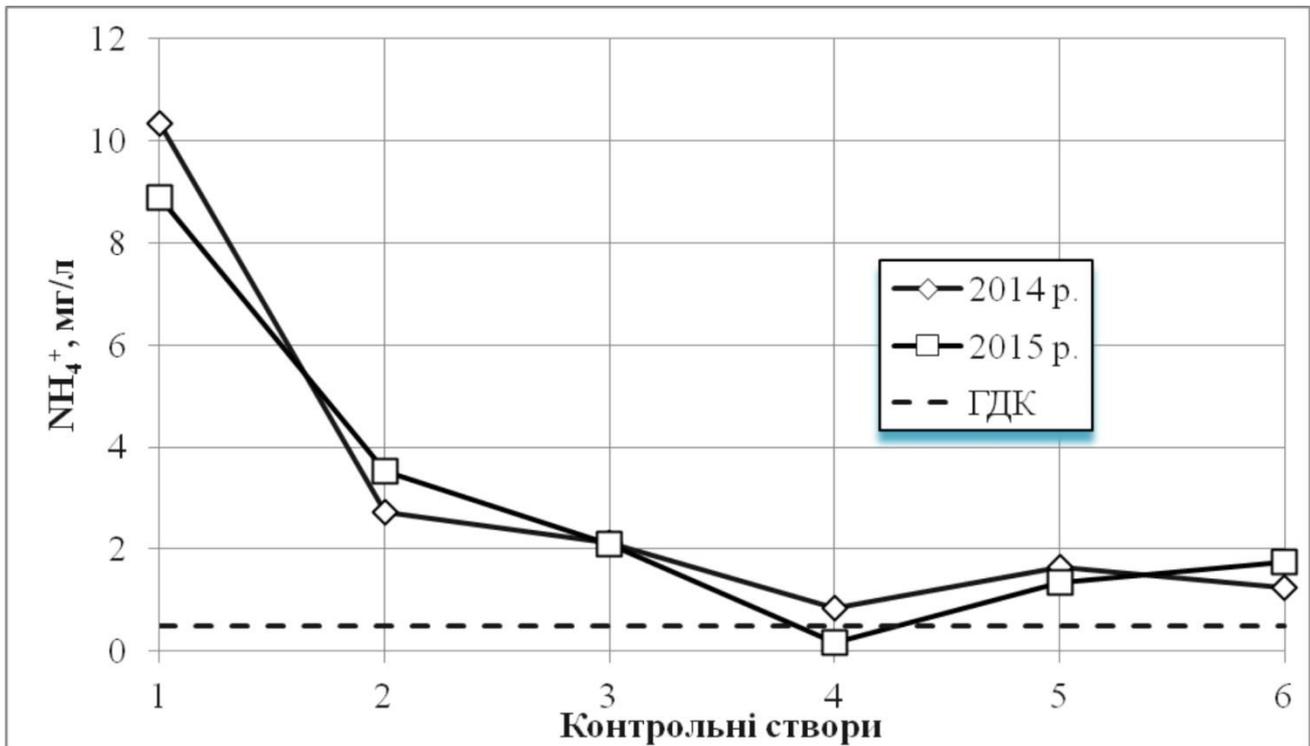


Рис. 3.4. Профілі зміни концентрації іонів амонію у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках

Як видно із даних, поданих на рис. 3.4, практично на всьому профілю Західного Бугу в межах Львівської області концентрація іонів амонію перевищує ГДК. Найбільше перевищення концентрації іонів амонію спостерігається у першому створі після потрапляння у Західний Буг із Полтви недостатньо очищених стоків Львівських каналізаційних очисних споруд. Надалі доокиснення іонів амонію відбувається у самій річці, його концентрація падає, хоча і не опускається нижче ГДК. Незначне підвищення концентрації іонів амонію спостерігається на 5 та 6 створах (другий екстремум), що можливо пов'язано із потраплянням у Західний Буг недостатньо очищених міських стоків Червонограда та Сокаля.

На рис. 3.5 представлено профілі зміни концентрації нітратів у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках.

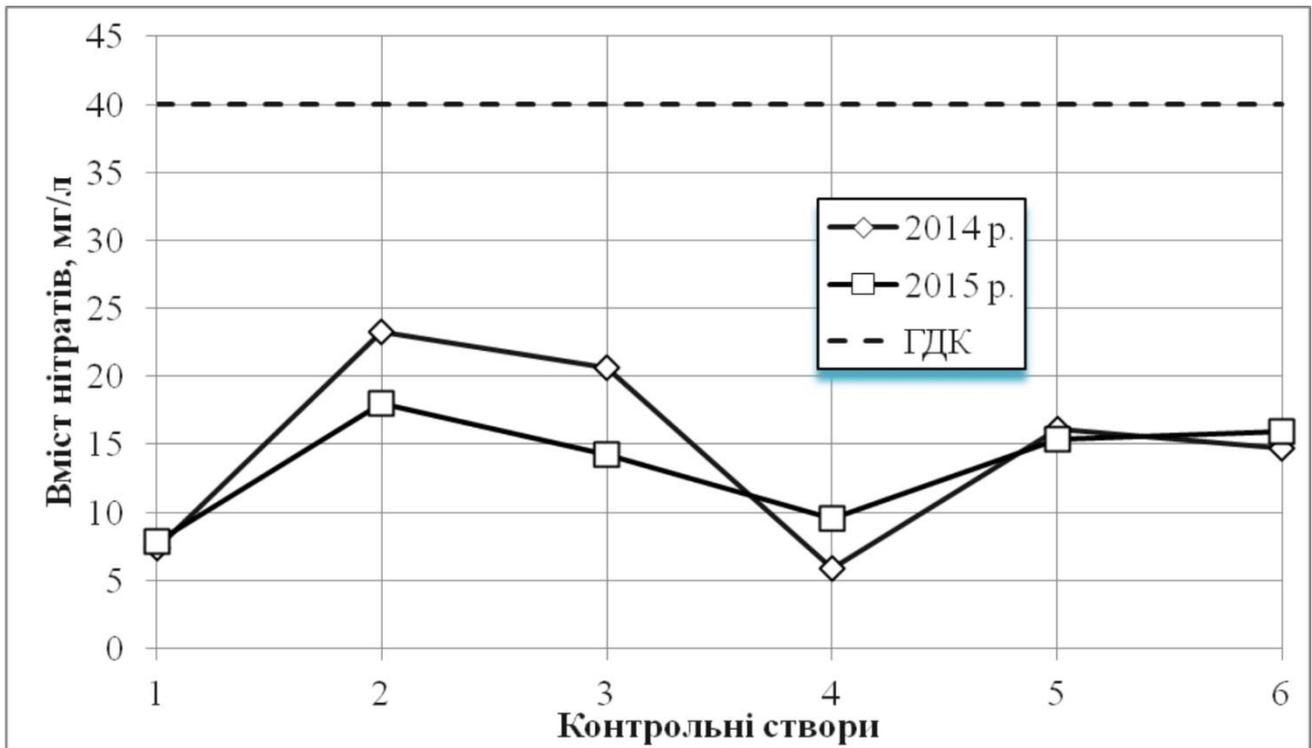


Рис. 3.5. Профілі зміни концентрації нітратів у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках

Треба зауважити, що концентрація нітратів на всьому профілю Західного Бугу в межах Львівської області не перевищує ГДК. Збільшення концентрації нітратів у 2 контрольному створі імовірно пов'язане із доокисненням іонів амонію, які потрапляють у Західний Буг із Полтви. Із графіків чітко помітно покращення ситуації із забрудненням Львівськими міськими спорудами Західного Бугу в 2015 році – концентрація нітратів у 2 створі зросла значно менша, ніж у 2014 році. Із доокисненням іонів амонію пов'язане також підвищення концентрації нітратів у 5 та 6 створах (саме на цих створах спостерігалось підвищення концентрації іонів амонію внаслідок потрапляння у Західний Буг недостатньо очищених каналізаційних стоків Сокальсько-Червоноградського міського конгломерату).

На рис. 3.6 наведено профілі зміни концентрації розчиненого кисню у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках

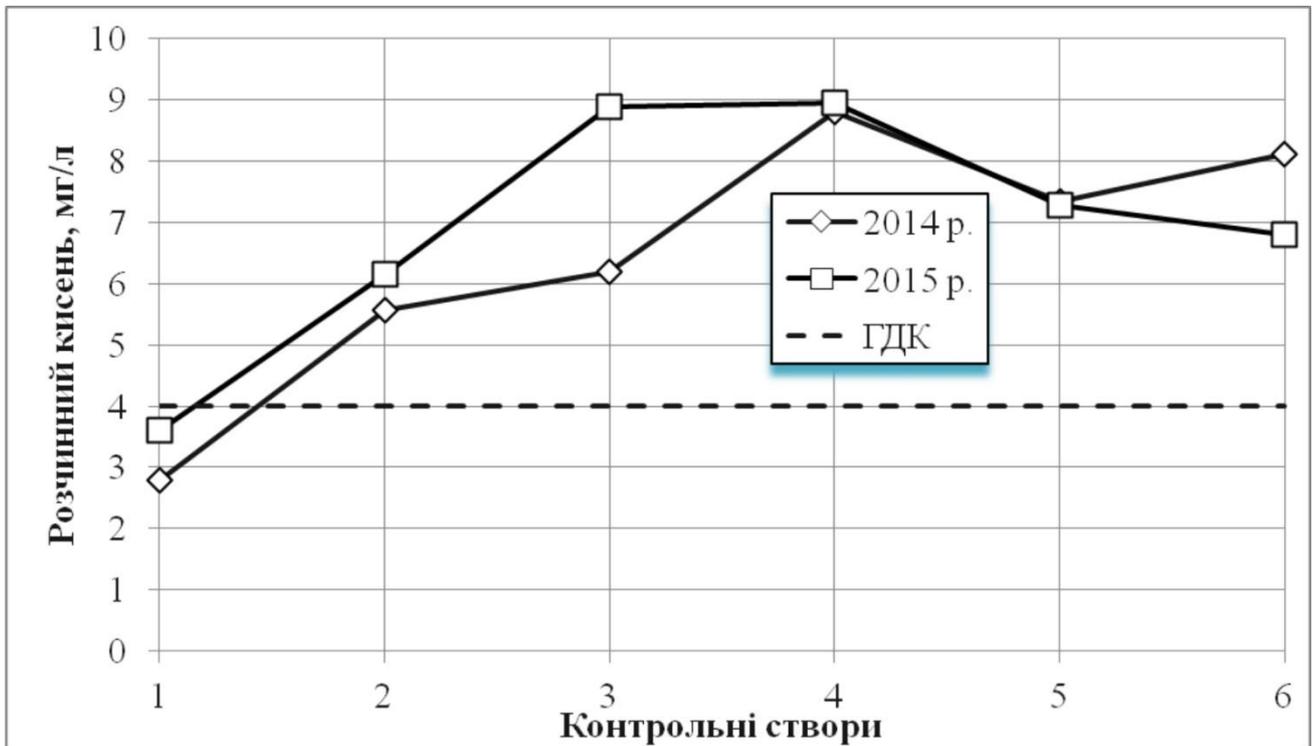


Рис. 3.6. Профілі зміни концентрації розчиненого кисню у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках

Подані на рис. 3.5 дані свідчать про достатню кількість розчиненого кисню (вище ГДК) на всьому профілі Західного Бугу в межах Львівської області (за винятком 1 створу). Нижчі ГДК значення концентрації розчиненого кисню в 1 створі свідчать про часткове перенесення зони аерації та окиснення іонів амонію і органічних забруднень із львівських міських каналізаційних очисних споруд у Західний Буг аж до 3 створу (нижнього б'єфу Добротвірського водосховища). Витратою розчиненого кисню на доокиснення іонів амонію, що потрапляють у Західний Буг із недоочищеними стоками Сокальсько-Червоноградського міського конгломерату, пов'язана поява екстремуму на 5 контрольному створі.

На рис. 3.7 представлено профілі зміни концентрації фосфатів у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках.

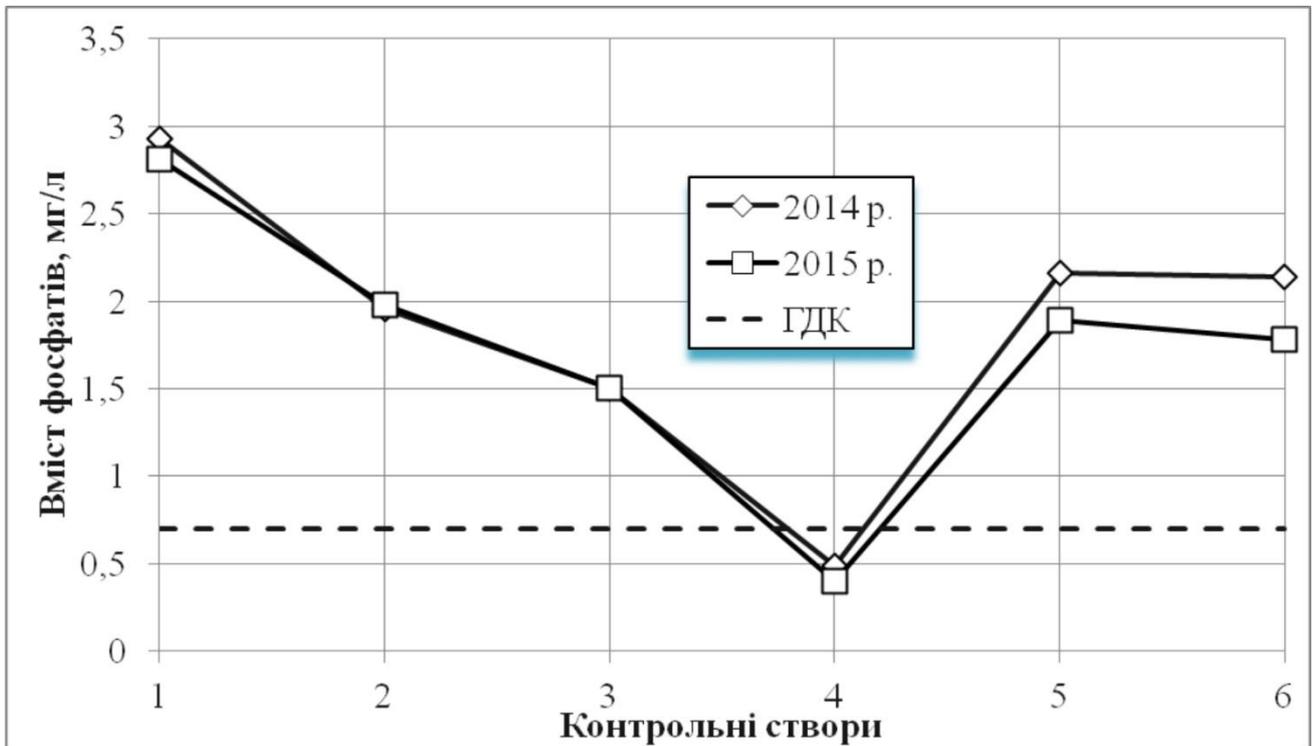


Рис. 3.7. Профілі зміни концентрації фосфатів у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках

Наведені дані свідчать про перевищення ГДК щодо вмісту фосфатів практично на всьому профілю Західного Бугу. Оскільки на Львівських каналізаційних очисних спорудах (як і на всіх очисних спорудах України) не передбачене очищення від сполук фосфору, всі фосфати із побутових стоків потрапляють через Полтву у Західний буг, і на першому контрольному створі їх концентрація приблизно у 4 рази перевищує ГДК. Пізніше внаслідок біорозкладу в природних умовах концентрація фосфатів монотонно знижується до 4 контрольного створу, і знову зростає на 5 створі після потрапляння у Західний Буг побутових стоків Сокальсько-Червоноградського міського конгломерату.

На рис. 3.8 представлено профілі зміни концентрації заліза у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках.

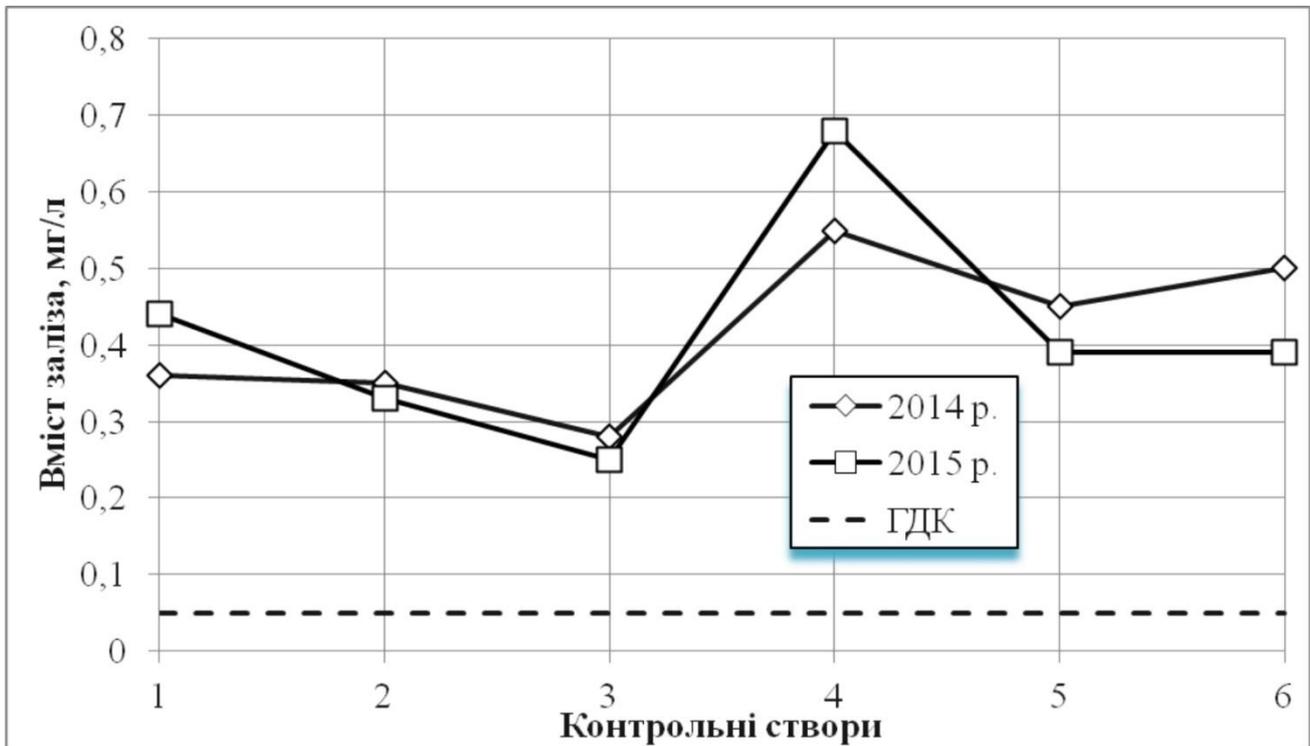


Рис. 3.8. Профілі зміни концентрації заліза у Західному Бугу в межах Львівської області в 2014 і 2015 роках

На всьому профілю Західного Бугу концентрація заліза вища ГДК у десятки разів. Але на відміну від попередніх забруднень екстремуми його концентрації пов'язані не із випуском недоочищених побутових стоків, а радше всього із виробничими стічними водами (що виразно помітно відношення екстремуму на 4 контрольному створі до зон розвитку промисловості).

3.4. Аналіз даних моніторингу забруднення води та ґрунтів у басейні ріки Рати (притока Західного Бугу)

На основі концепції, що стан ріки значною мірою визначається станом приток, ми визначили за об'єкт спостереження за станом поверхневих вод та ґрунтів річку Рату – притоку Західного Бугу. Річка Рата бере початок на території Польщі неподалік від польсько-українського кордону і тече переважно із заходу на схід, лише перед впадінням до Західного Бугу повертає на північ між с. Межиріччя та м. Червоноградом. Течія Рати надзвичайно повільна, тому на її дні відкладається багато наносного матеріалу. Аналіз стану поверхневої води р.

Рати проведено із використанням рекомендацій Водної рамкової директиви ЄС, тобто оцінено окремі створи. Результати цих досліджень показали перевищення вмісту у воді річки низки компонентів, що загалом визначило якісний стан води річки як незадовільний. Окрім того, протягом дворічного циклу відібрано проби води та ґрунтів, результати аналізу яких наведені у Додатку В. Проби відбирали згідно з методиками, відображеними у розділі 2.2, аналіз проб води проводився відповідно до методик, відображених у розділі 2.5, а аналіз проб ґрунтів – відповідно до методик, відображених у розділі 2.6.

За результатами проведених відборів проб води із створів р. Рата проаналізовано 22 показники у 6 створах. Узагальнений аналіз результатів спостереження якісного стану поверхневої води в річці Рата наведено у табл. 3.2.

Таблиця 3.2

Узагальнені результати спостережень за якісними показниками поверхневої води річки Рати

Дата відбору проб	Кількість відібраних проб	Кількість компоненто-визначень	Кількість показників ЗР з перевищенням ГДК	% проб з перевищенням ГДК від загальної кількості проб
16.05.2017	6	22	2	9,09
09.08.2017	6	22	3	13,63
30.11.2017	6	22	2	9,09
Разом	18	66	7	31,81

Основними забруднювальними речовинами, за якими відмічено перевищення, є: азот амонійний (одиночні випадки, максимальне перевищення ГДК у 2,5 раз), хром (максимальне перевищення ГДК у 1,33 раз) та марганець (максимальне перевищення ГДК в 1,2 раз). Нашими дослідженнями підтверджено, що однією із основних причин виникнення екологічних проблем поверхневої води річки Рата є скиди неочищених та недостатньо очищених стічних вод. За результатами оцінювання якості води річки Рати характеризується як “погана”. Це пов’язано із

надходженням забруднювальних речовин з таких приток, як Мощанка, Біла, Свиня, Жилдець (правий), Болотня (ліва).

Результати аналізу води та ґрунтів, які відбирались із басейну ріки Рата (Додоток В), свідчать про перевищення вмісту у воді хрому та марганцю, що є систематичними, а також одиничні перевищення за амонійним азотом. Водночас зафіксована відсутність перевищення за цими важкими металами у відібраних пробах ґрунтів. Це свідчить про відсутність акумуляції важких металів у ґрунтах, а отже про відсутність необоротних змін і можливість покращення екологічної ситуації у випадку успішного впровадження коригуючих природоохоронних заходів.

На екологічний стан води річки негативно впливає неефективна робота очисних споруд водопровідно-каналізаційного господарства в м. Рава-Руська та Великі Мости, а також скидів з очисних споруд:

- ДП “Червоноградводоканал” очисні споруди смт Гірник;
- Виробничого управління ВКГ м. Жовкви;
- Львівської зональної машинно-випробувальної станції смт Магерів;
- ДП “Рава-Руський шпало-просочувальний завод”;
- Яворівської КЕЧ с. Воля-Висоцька;
- Рава-Руської митниці.

Неефективна робота цих очисних споруд пов’язана з їх фізичним зношенням у результаті тривалої експлуатації, відсутністю коштів на ремонт та реконструкцію, а також на будівництво нових очисних споруд. Через це більшість водопровідно-каналізаційних господарств області перебувають у незадовільному технічному стані, який постійно погіршується, частина з них перебуває в аварійному стані (табл. 3.3).

Другою важливою проблемою, що призводить до забруднення поверхневих вод на території області, є відсутність водоохоронних зон та прибережно-захисних смуг водних об’єктів.

Об'єми скидів підприємствами-забруднювачами в басейні р. Рати

№ з/п	Назва підприємства	Обсяг скидів за 2008 р.		Обсяг скидів за 2009 р.		Обсяг скидів за 2010 р.	
		тис. тонн		тис. тонн		тис. тонн	
		разом	НО* і НДО**	разом	НО* і НДО**	разом	НО* і НДО**
1.	КП Жовківське ВУВКГ, м. Жовква	0,185	0,185	0,205	0,205	0,1889	0,1889
2.	ДП Рава-Руський спиртзавод, м. Рава-Руська	0,325		0,305		0,356	
3.	КП ЖКГ, смт Великі Мости	0,086	0,086	0,0825	0,0825	0,0818	0,0818
4.	КП "Рава-Руська БУ № 2" м. Рава-Руська	0,074	0,074	0,0998	0,0998	0,077	0,077

НО* – неочищені стічні води, НДО** – недостатньо очищені стічні води

На нашу думку, покращення якісного стану води річки Рата можна вирішити двома способами:

- 1) реконструкцією наявних описаних вище очисних споруд з доведенням їхньої роботи до стану, який унеможливило потрапляння забруднювачів у воду річки Рата;
- 2) запровадженням водоохоронних зон та прибережно-захисних смуг річки Рата та здійсненням державного контролю за дотриманням суб'єктами господарювання статусу цих водоохоронних зон та прибережно-захисних смуг.

РОЗДІЛ 4

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВІД ЗАБРУДНЕНЬ БАСЕЙНУ ЗАХІДНОГО БУГУ ТА ІДЕНТИФІКАЦІЯ ДЖЕРЕЛ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ

4.1. Ідентифікація основних джерел екологічної небезпеки гідроекосистеми Західного Бугу

Якість води в Західному Бугу формується під впливом природних та антропогенних чинників, до яких належить і надходження стічних вод від м. Львів та промислових підприємств, розташованих на притоках річки.

Забруднення басейну Західний Буг відбувається внаслідок скидання неочищених господарсько-побутових стічних вод за рахунок неефективної роботи очисних споруд каналізації в містах області, або їхньої недостатньої потужності.

Дані моніторингу, приведені в 3 розділі показали, що неефективно працюють очисні споруди в м. Львів, м. Буськ, м. Кам'янка-Бузька, м. Сокаль, м. Соснівка, м. Гірник, м. Рава-Руська, смт Великі Мости. Порівняно ефективно працюють очисні споруди Добротвірської ТЕС, Золочівводоканалу та Рава-Руського шпалопросочувального заводу.

Проведений аналіз із використанням даних моніторингу, приведених у 3 розділі, показав, що у верхів'ї Західного Бугу, пункті с. Верхобуж вода задовольняє вимоги якості: БСК₅ – 2,24 мг/л; азот амонійний – 0,279 мг/л; розчинений кисень – 7,6 мг/л, висока прозорість.

Перше забруднення органічними речовинами по БСК та азоту амонійному фіксуються нижче від течії в районі м. Буська: підвищується біологічне споживання кисню майже в 1,5 разу, завислі речовини – в 2 рази, азот амонійний – в 2,5 разу. Знижується розчинений кисень. Причиною є річка Золочівка – притока р. Західний Буг, яка впадає в цьому районі. Очисні споруди м. Золочів перевантажені, потребують реконструкції.

Великої шкоди басейну Західного Бугу завдає ще одна притока – річка Полтва, яка додатково вносить в ріку до 15120 тис. м³/рік забруднених стоків м. Львова. Ріка Полтва в межах міста Буська (2 км вище гирла має БСК₅ середньому 7,14 мг/дм³, що перевищує ГДК в 3,16 разу, азот амонійний має перевищення в 5,4 разу, завислі речовини – в 4 разу, вода має низьку прозорість. Після впадіння р. Полтва протягом десятків кілометрів до створу 0,5 км нижче від м. Кам'янка-Бузька якість води негативна для будь-яких потреб.

Помітне покращення якості води спостерігається в створах нижче від Добротвірської ТЕС, вище м. Сокаля і с. Литовеж (Нововолинський міст). До межі з Волинською областю спостерігається стабільність щодо вмісту органічних та завислих речовин.

Аналіз даних моніторингу дав змогу виділити такі ділянки забруднень Західного Бугу і відповідно такі забруднювачі:

- 1) Буг нижче Буська (прослідковується негативний вплив притоки р. Полтви);
- 2) Буг нижче Добротвора (чітко простежується самоочисна здатність річки Західний Буг, зокрема вплив водосховища);
- 3) Буг нижче Литовежа – відзначається вплив:
 - очисних споруд Нововолинського управління водопровідно-каналізаційного господарства, що містить м. Нововолинськ та селище Жовтневе;
 - нововолинської групи шахт: № 1, 9, 10, “Бужанська”, шахтних вод після механічного очищення;
 - впад р. Студянки у р. Західний Буг, куди потрапляють скиди шахтних вод Нововолинської шахти № 5 після механічного очищення;
- 4) Буг на ділянці Ягодин–Грабове – порівняно чиста ділянка річки.

Окрім цього, бралися до уваги окремі притоки Західного Бугу, оскільки:

- 1) р. Полтва (від витоку до гирла якість річки практично незмінна – негативна), яка додатково вносить у ріку Західний Буг до 178850 тис. м³/рік забруднених стоків м. Львова;

2) р. Солокія як транскордонна річка, на яку впливають дифузні джерела забруднення через відсутність прибережно-захисної смуги, її забудованість та розораність. Крім цього, змиваються з сільськогосподарських угідь забруднювальні речовини;

3) р. Рата – вплив скидів з очисних споруд:

- ДП “Червоноградводоканал” о/с смт Гірник;
- виробничого управління водопровідно-каналізаційного господарства м. Жовкви;
- водопровідно-каналізаційного господарства м. Рава Руська;
- водопровідно-каналізаційного господарства смт Великі Мости;
- Львівської зональної машино-випробовувальної станції смт Магерів;
- Рава-Руського шпалопросочувального заводу;
- Яворівського водопровідно-каналізаційного господарства (ВКГ);
- Рава-Руської митниці;

4) р. Луга: Володимир-Волинський – до Устилуга (на цій ділянці значний вплив Володимир-Волинського цукрового заводу та очисних споруд Володимир-Волинського управління водопровідно-каналізаційного господарства (УВКГ), а опосередковано через притоки впливають на якість води р. Луга такі підприємства:

- Іваничівський цукровий завод;
- Павлівський пивзавод;
- очисні споруди Локачинського виробничого управління житлово-комунального господарства (ЖКГ);
- очисні споруди Іваничівського виробничого управління житлово-комунального господарства;

5) р. Гапа-Ягодинка – вплив скиду з очисних споруд Любомльського управління водопровідно-каналізаційного господарства.

Важливою характеристикою антропогенного навантаження на водні ресурси є надходження стічних вод в русла річок. Переважно скиди води в річкову мережу басейну Західного Бугу містяться в межах 15–30 % фактичного забору

води з ріки, а в басейнах рік Золочівка, Полтва, Солокія величина об'єму стічних вод близька до фактичного забору води з ріки або перевищує його. Майже в 49 разів об'єм води, що надходить у русло р. Полтви, перевищує фактичний забір з ріки, а за величиною він дорівнює стоку ріки в маловодний рік 75 % забезпеченості. Значний об'єм стічних вод проходить очищення і до русел потрапляє більша частина нормативно очищених вод. Усе це беззастережно свідчить про значний вплив антропогенного навантаження на водні ресурси річок басейну Західний Буг.

Скид неочищених та недостатньо очищених комунальних та промислових стоків відбувається через фізичне та моральне зношення очисних споруд та відсутність коштів на їхнє будівництво, ремонт та реконструкцію. Внаслідок тривалої експлуатації без необхідного поточного ремонту систем водопостачання та каналізації більшість водопровідно-каналізаційних господарств області перебувають у незадовільному технічному стані, який постійно погіршується, частина з них перебуває в аварійному стані.

Однією з причин незадовільного стану вод є самовільний скид у водойми неочищених стоків.

Значно забруднює поверхневі води приватний сектор. Складається парадоксальна ситуація: покращення водопостачання приватного сектору в містах та селах погіршує санітарний та екологічний стан річок через прихований скид стічних вод безпосередньо в річки.

Нараховується близько 85 очисних споруд з очищення стічних вод населених пунктів та виробничих підприємств. Переважно об'єкти житлово-комунального господарства (очисні споруди) збудовані до 1990 року на ресурсній базі технічних рішень 70–80-х років. Сьогодні зношення основних фондів сягає 50 %, а на окремих очисних спорудах він значно більший: тут застаріле технічне обладнання. Аварійний стан мережевих та магістральних трубопроводів негативно впливає на якість очищення та призводить до забруднення поверхневих водних об'єктів. Як правило, очисні споруди каналізації будувались із запасом потужності на перспективу збільшення обсягів споживання води та водовідведення за нормативами планування територій.

Однак сьогодні тенденція змінюється в бік недовантаження, що, своєю чергою, погіршує якість очищення стічних вод.

У табл. 4.1 наведено основні підприємства-забруднювачі басейну Західного Бугу.

Таблиця 4.1

Забруднювачі басейну р. Західний Буг за 2015 рік, млн куб. м.

№ з/п	Назва підприємства	Скид у поверхневі водойми без очищення	Скид у поверхневі водойми недостатньо очищених стічних вод
1	2	3	4
1.	Львівводоканал	–	159,5
2.	Червоноградводоканал	–	5,050
3.	Нововолинське УВКГ	–	3,529
4.	Сокальське ВКГ	–	1,041
5.	Добротвірська ТЕС	0,081	0,920
6.	Золочівводоканал	–	0,736
7.	Бузький консервний завод	–	0,252
8.	Кам'яно-Бузьке ВКГ	–	0,200
9.	Жовківське УВКГ	–	0,185
10.	Львівсистеменерго	–	0,088
11.	ЖКГ смт Великі Мости	–	0,086
12.	ТзОВ “Сенс”	–	0,074
13.	Рава-Руська БУ № 2	–	0,074
14.	Шацьке ВУЖКГ	–	0,071
15.	Локачинське ВУЖКГ	–	0,056
16.	Струтинський спиртзавод	–	0,036
17.	ТзОВ “УІФК Волинь”	–	0,026
18.	УкрНДПВТ Львівська філія смт Магерів	–	0,015

Продовження табл. 4.1.

1	2	3	4
19.	Неслухівська сільська рада	–	0,015
20.	Павлівський пивоварний завод	–	0,011
21.	АТ “Світоч”, с. Старий Яричів	–	0,009
22.	Рава-Руський шпалопросочувальний завод	–	0,009
23.	Пункт водопостачання ст.Підбірці	–	0,005
24.	Галичина Нова	–	0,002
25.	Ожидівський агрореммаш	–	0,001
26.	Буське ВКГ	0,085	–
27.	Буський молокозавод	0,008	–
28.	ТзОВ Крона-Україна	0,050	–
29.	ВАТ “Буський пивзавод”	0,008	–
Разом		0,232	171,971

Значної шкоди природному середовищу, зокрема водним ресурсам, завдає видобуток вугілля в районі Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну. Загрозливого стану набула ситуація, пов'язана з підтопленням смт Гірник. Підйом рівня ґрунтових вод, просадки земної поверхні, внаслідок підробки гірничими роботами шахти № 3 “Великомостівська” Західно-Української холдінгової компанії, призвели до руйнування дренажної та каналізаційної системи смт Гірник, очисних споруд, руйнування комунального та індивідуального житлового фонду, виникненню заболочення територій.

Найважливішими екологічними проблемами кам'яновугільного басейну є наявність просадок території (4 м), підтоплення та заболочення земель, що зумовлено проведенням видобувних робіт без закладки виробленого простору з повним обрушенням покрівлі виробіток.

4.2. Аналіз стану екологічної небезпеки від забруднення поверхневих вод в басейні Західного Бугу за даними лабораторних досліджень

Полтва, ліва притока Західного Бугу, є найзабрудненішою річкою басейну, оскільки є колектором стічних вод м. Львова. У 2015 р., відповідно до КНД 211.1.1.106-2003, її вода характеризувалася як “брудна”. У створі в с. Кам’янопіль (нижче очисних споруд) за цей період виявлено знижений вміст розчиненого кисню ($1-3,6 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ при ГДК $\geq 4 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), перевищення гранично допустимих норм БСК₅ (в 11,2–18,8 разу), ХСК (у 3,2–6,4 разу), амонію (у 7,8–17,8 разу), нітритів (у 7,8–10,3 разу), фосфатів (у 7,3–16,5 разу), заліза (у 2,2–4,4 разу) і сульфатів (незначною мірою). Порівняно з 2014 р. якість води в річці покращилася: підвищилася концентрація розчиненого кисню, знизилася ХСК, вміст амонію і фосфатів, проте підвищилася концентрація нітритів, нітратів і заліза.

У створі “р. Західний Буг – м. Кам’янка Бузька” вода була “помірно забрудненою”. Зафіксовано перевищення норм БСК₅ (до 2 разів), амонію (в 4,2–7,1 разу), нітритів (до 8,5 разу), фосфатів (у 3,8–11,6 разу), заліза (до 3,3 разу), ХСК і сульфатів. На якість води в створі можливий вплив стічних вод КП “Львівводоканал” через р. Полтву та Буського ВУГК. Порівняно з минулим роком якість води в створі суттєво не змінилася: підвищився вміст розчиненого кисню, знизилася концентрація нітратів, фосфатів і заліза, однак підвищилася концентрація амонію і завислих речовин. Мінералізація води підвищилася.

У створі “р. Західний Буг – м. Добротвір”, нижче Добротвірського водосховища, вода була “помірно забрудненою” на межі зі “слабко забрудненою”. Виявлено перевищення гранично допустимих норм БСК₅ (до 2,3 разу), амонію (до 4,2 разу), нітритів (у 4,8–7,5 разу), фосфатів (у 7,4–8,8 разу), заліза (до 2,5 разу), ХСК і сульфатів. Від створу в м. Кам’янци-Бузькій якість води покращилася: підвищилася концентрація розчиненого кисню, знизився вміст амонію, нітратів, заліза і завислих речовин, проте підвищилася концентрація нітритів. Мінералізація води знизилася. На якість води в пункті спостережень можливий вплив стічних вод ПАТ “Західенерго” і КП

“Кам’янкаводоканал”. Порівняно з 2014 р. якість води в створі суттєво не змінилася: підвищився вміст амонію і нітритів, однак знизилася концентрація заліза і завислих речовин, підвищився вміст розчиненого кисню. Мінералізація води знизилася.

У лівій притоці Західного Бугу, р. Раті (сmt Великі Мости), вода була “слабко забрудненою”, її якість була найкращою порівняно з якістю води в інших створах басейну. Виявлено перевищення гранично допустимих концентрацій фосфатів (у 2,1–2,4 разу), заліза (у 2,5–6,8 разу), нітритів і норми БСК₅. Порівняно з минулим роком якість води в річці не змінилася: знизився вміст амонію (у 3,3 разу) і нітритів, проте підвищилося ХСК, концентрація фосфатів, нітратів і заліза. На якість води в створі можливий вплив стічних вод м. Жовкви через р. Свиню і м. Рави-Руської.

У пункті спостережень “р. Західний Буг – м. Сокаль” вода характеризується як “помірно забруднена” (на межі зі “слабко забрудненою”), виявлено незначні перевищення гранично допустимих норм БСК₅ і ХСК, амонію (до 2,7 разу), нітритів (у 2,3–4,5 разу), фосфатів (у 5,2 – 11,1 разу) і заліза (до 3,9 разу). На якість води в створі впливають стічні води КП “Червоноградводоканал”. Від пункту спостережень в м. Добротворі до створу в м. Сокалі якість води покращилася: знизився вміст амонію, нітритів і нітратів, однак підвищилася концентрація заліза і завислих речовин. Мінералізація води знизилася. Порівняно з 2014 р. якість води в створі суттєво не змінилася: підвищилася концентрація розчиненого кисню, знизилася концентрація амонію, нітратів і заліза, однак підвищився вміст фосфатів і нітритів.

У створі “р. Західний Буг – с. Старгород” вода була “помірно забрудненою” на межі зі “слабко забрудненою”. Зафіксовано перевищення гранично допустимих норм БСК₅ (до 2 разів), ХСК (незначною мірою), амонію (у 2,3–3,5 разу), нітритів (у 3,8–9,3 разу), фосфатів (у 5,3–10,5 разу) і заліза (у 2–3,9 разу). На якість води в пункті спостережень можливий вплив стічних вод м. Сокаля. Від створу “р. Західний Буг – м. Сокаль” якість води погіршилася: знизився вміст розчиненого кисню, підвищилася концентрація амонію, нітритів, нітратів і заліза, однак знизилася концентрація завислих речовин. Мінералізація води

підвищилася. Порівняно з минулим роком якість води в створі погіршилася: знизилася концентрація розчиненого кисню, підвищилися показники БСК₅ і ХСК, вміст амонію, нітритів, нітратів і фосфатів. Мінералізація води підвищилася.

Інтегральну оцінку якості води здійснювали згідно з коефіцієнтом забрудненості [133], алгоритм визначення якого детально описано у розділі 2.3. порівняно з ГДК для водних об'єктів рибогосподарського призначення [105]. Розраховані таким чином коефіцієнти забрудненості для контрольних створів, а також для річок – приток Західного Бугу (Вишня, Шкло, Завадівка) наведені в табл. 4.2.

Таблиця 4.2

Значення коефіцієнта забрудненості на профілі Західного Бугу та в річках-притоках в межах Львівської області у 2018 році

Назва створу	Значення коефіцієнта забрудненості	Словесна характеристика коефіцієнта забрудненості
Контрольний створ 1. р. Полтва – с. Кам'янопіль	7,80	Брудна вода
Контрольний створ 2. р. Західний Буг – м. Кам'янка-Бузька	2,82	Помірно забруднена вода
Контрольний створ 3. р. Західний Буг – м. Добротвір	2,58	Помірно забруднена вода
Контрольний створ 4. р. Рата – смт Великі Мости	1,45	Слабко забруднена вода
Контрольний створ 5. р. Західний Буг – м. Сокаль	2,37	Слабко забруднена вода
Контрольний створ 6. р. Західний Буг – с. Старгород	2,72	Помірно забруднена вода
р. Вишня – с. Черневе	1,38	Слабко забруднена вода
р. Шкло – смт Краківець	1,72	Слабко забруднена вода
р. Завадівка – с. Грушів	1,29	Слабко забруднена вода

Профіль зміни коефіцієнта забрудненості у Західному Бугу в межах Львівської області в 2015 році наведено на рис. 4.1.

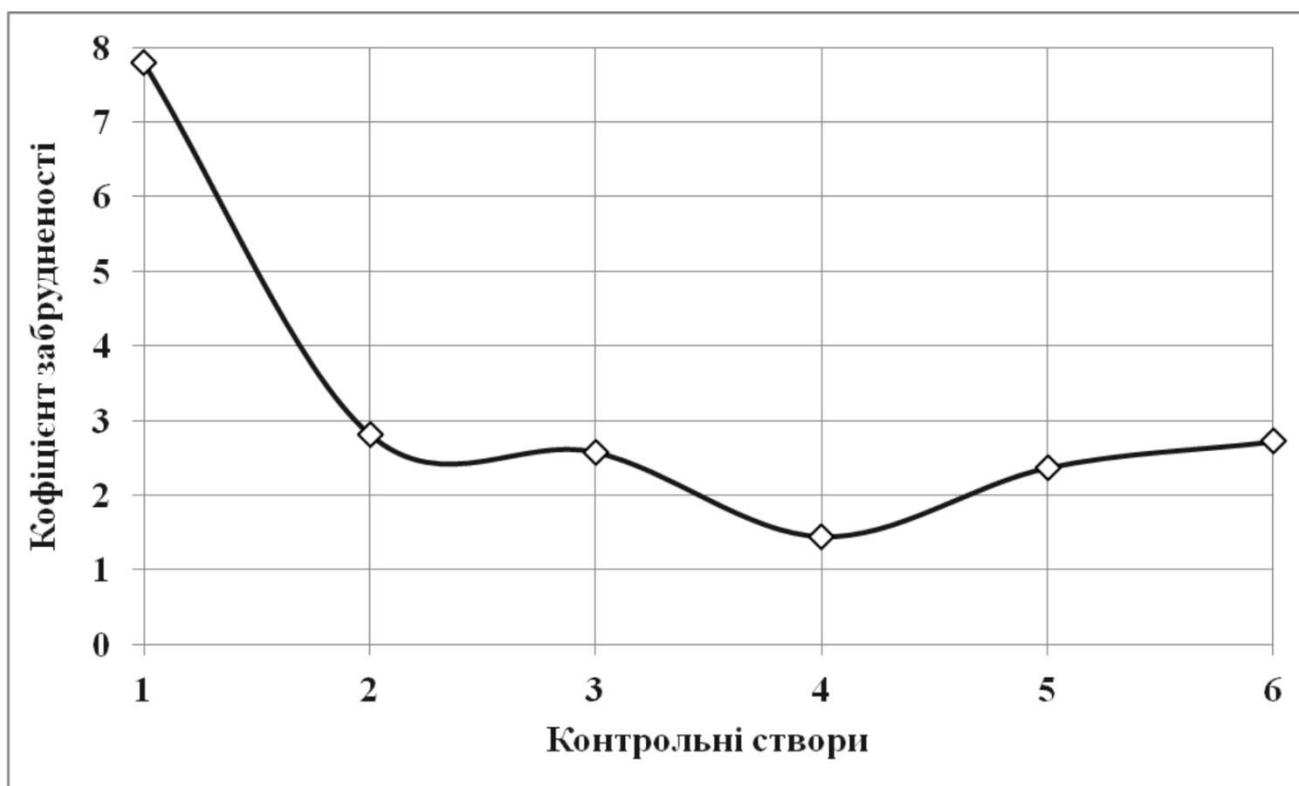


Рис. 4.1. Профіль зміни коефіцієнта забрудненості у Західному Бугу в межах Львівської області в 2015 році

Як видно із рис. 4.1, найбільший коефіцієнт забрудненості характерний для місця впадіння в Західний Буг р. Полтви, в подальшому внаслідок самоочищення значення цього коефіцієнта на створах 2–3 монотонно спадає. Внаслідок впадання у Західний Буг недостатньо очищених побутових стоків Сокальсько-Червоноградського міського конгломерату на 5 та 6 створі значення коефіцієнта забруднення зростає, переходячи на 6 створі у новий якісний показник “помірно забруднена вода”.

Що ж стосується річок – приток, то треба зауважити, що у всіх них коефіцієнт забрудненості нижчий, ніж у основному руслі, що свідчить про те, що притоки не беруть участі в зростанні забрудненості Західного Бугу, а сприяють її зменшенню внаслідок розведення води Західного Бугу чистішою водою приток. Протягом 2015 р. якість води у створах басейну “р. Рата – смт Великі Мости” і “р. Західний Буг – м. Сокаль” характеризувалася як “слабко забруднена”, у

пунктах спостережень на р. Західний Буг – м. Кам'янка-Бузька, смт Добротвір і с. Старгород була “помірно забрудненою”, а в р. Полтві – “брудною”.

Найзабрудненішою річкою басейну є р. Полтва (с. Кам'янопіль, нижче від очисних споруд м. Львова) – показники якості її води значно перевищують гранично допустимі концентрації для рибогосподарських водойм (БСК₅, ХСК, амонію, нітритів, фосфатів, заліза і сульфатів). Порівняно з 2014 р. якість води в річці дещо покращилася: підвищилася концентрація розчиненого кисню, знизилася ХСК, вміст амонію і фосфатів, проте підвищилася концентрація нітритів, нітратів, і заліза.

Порівняно з 2014 р. покращилася якість води в р. Полтві. У пункті спостережень “р. Західний Буг – с. Старгород” якість води погіршилася, а в створах “р. Західний Буг – м. Кам'янка-Бузька”, “р. Західний Буг – м. Добротвір”, “р. Західний Буг – м. Сокаль” і в р. Рата – суттєво не змінилася.

Загалом у р. Західний Буг якість води покращується із збільшенням відстані від впадіння в неї р. Полтва, оскільки найбільшим забруднювачем ріки Західний Буг є ЛМКП “Львівводоканал”.

4.3. Ідентифікація джерелам забруднень гідроекосистеми Західного Бугу перспективних технологічних та управлінських заходів для мінімізації екологічної небезпеки

Аналізуючи дані моніторингу забруднень гідроекосистеми Західного Бугу, наведених у 3 розділі цієї роботи, та дані аналізу основних джерел екологічної небезпеки та сучасного стану екологічної небезпеки в гідроекосистемі Західного Бугу, які подано в розділах 4.1. та 4.2, можна виділити такі основні джерела забруднень:

- 1) недостатньо очищені муніципальні стоки очисних споруд населених пунктів басейну Західного Бугу;
- 2) органічні забруднення невеликих підприємств переробної промисловості (виробництва олії, соків, пива, переробки молочних продуктів тощо), у яких відсутні зовсім або встановлено малоефективні очисні споруди;

- 3) неочищені шахтні води;
- 4) дифузійні забруднення внаслідок екологічно небезпечної господарської діяльності населення в басейні Західного Бугу (розораність та забудованість у межах водоохоронних зон, забруднення залишковими, незасвоєними сільськогосподарськими рослинами мінеральними добривами);
- 5) забруднення важкими металами внаслідок недостатнього очищення стоків спеціальних видів господарської діяльності.

Щодо виділеного нами першого джерела забруднення – недостатньо очищених муніципальних стоків очисних споруд населених пунктів, то, на нашу думку, проблема ця достатньо значна і без її вирішення досягти зменшення забруднення гідроекосистеми Західного Бугу неочищеними муніципальними стоками неможливо. Тому на основі порівняльного аналізу стану станцій очищення муніципальних стоків у басейні Західного Бугу та сучасних технологій очищення муніципальних стоків, які застосовують у низці передових країн, ми запропонували стратегію модернізації очисних споруд муніципальних стоків станцій очищення в басейні Західного Бугу, яку детально описано в підрозділі 5.1.

Забруднення гідроекосистеми Західного Бугу стоками невеликих підприємств переробної промисловості, що містять переважно органічні забруднення, можна мінімізувати через встановлення локальних очисних споруд, які б забезпечили ефективне очищення від органічних забруднень, і одночасно відповідали б ряду додаткових критеріїв:

- були недорогими у виконанні та експлуатації;
- були порівняно простими в управлінні;
- давали змогу ефективно проводити очищення забруднених органічними забрудненнями стоків за умови зміни в широких масштабах концентрації забрудників.

Звичайно найефективнішим методом очищення таких стоків були б біологічні методи, проте вони не відповідають приведеним вище критеріям, тому, як показує досвід, застосування їх для очищення стоків такого характеру на низці підприємств привів до загибелі біокультури, внаслідок чого ефективність

очищення знизилась до нуля. На нашу думку, ефективним методом очищення таких стоків можуть бути реагентні методи, які відповідають приведеним вище критеріям і дають змогу забезпечити ефективне очищення. У дослідженнях, описаних у підрозділі 5.2, здійснено пошук таких реагентних методів.

Щодо такого важливого для гідроекосистеми Західного Бугу забруднення, як неочищені шахтні води, то необхідно зауважити, що останнім часом на дослідження оптимальних технологій очищення шахтних вод значну увагу звертало низка дослідників наукових шкіл Миколи Гомелі та Мирослава Мальованого та деяких інших дослідників. Існує низка технологічних рішень, застосування яких дасть змогу мінімізувати це джерело забруднень басейну Західного Бугу.

Щодо дифузійних забруднень внаслідок екологічно небезпечної господарської діяльності населення в басейні Західного Бугу, то треба зауважити, що мінімізувати забруднення гідроекосистеми Західного Бугу від цього джерела можна у разі впровадження системи технічних рішень (створення буферних зон між агроекосистемами та руслом річки впровадженням системи зелених насаджень), системи нормативних дій з ціллю контролю за дотриманням населенням екологічного законодавства та системи виховної та консультаційної діяльності з ціллю підвищення рівня екологічної свідомості населення, яке проживає в басейні Західного Бугу. Докладніше особливості реалізації цього комплексу дій розкрито в підрозділі 5.3 цієї роботи.

Забруднення важкими металами можна мінімізувати через встановлення локальних очисних споруд, які б забезпечили ефективне очищення від важких металів. Найефективнішим і найпростішим у виконанні для невеликих підприємств є впровадження реагентного методу очищення через утворення нерозчинних сполук металів – забруднень із подальшим їх осадженням і виведенням із системи. Найпоширенішими методами реагентного осадження є використання вапна (із утворенням нерозчинних гідроксидів) та сульфідів або полісульфідів натрію (із утворенням нерозчинних сульфідів важких металів). У першому випадку відбувається вторинне забруднення води іонами кальцію, другий метод, на нашу думку, є перспективним і дає змогу досягти більшого

ступеня очищення, що підтверджується даними інших дослідників. Запропоновано отримання реагенту для ефективного очищення стічних вод від іонів важких металів із використанням сульфідвмісних стоків, які утворюються під час очищення газів від сірководню та елементарної сірки, що забезпечує можливість повного очищення стічних вод від солей заліза, нікелю і марганцю без використання каталізаторів. Ми запропонували використовувати для очищення стічних вод від важких металів та високомолекулярних органічних забруднень (барвників, ПАВ, органічних розчинників адсорбцію на природних дисперсних сорбентах.

РОЗДІЛ 5

РОЗРОБЛЕННЯ СИСТЕМИ УПРАВЛІНСЬКИХ ТА ТЕХНІЧНИХ РІШЕНЬ ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ГІДРОЕКОСИСТЕМИ ЗАХІДНОГО БУГУ

5.1. Стратегія модернізації каналізаційних очисних споруд для очищення муніципальних стоків

Як встановлено в розділі 3, очисні споруди Львова та населених пунктів Львівської області є одними із найбільших забрудників Західного Бугу. Стічна вода, до утворення якої прикладається кожен з мешканців басейну Західного Бугу, містить велику кількість органічних речовин та іонів амонію, що походять із туалетних стоків, органічні речовини, поверхнево-активні речовини від миття посуду, сполуки фосфору від прання одягу та нафтопродукти від миття авто. За умови спільного збору комунальних стоків та атмосферних опадів, що характерно для всіх міських очисних споруд басейну Західного Бугу, стоки також насичуються іонами важких металів та дрібних неорганічних твердих часток. На доповнення до цих стоків долучаються стоки від деяких підприємств, і тоді якісний склад стічної води прогнозувати складно.

Уся ця вода повинна пройти через очисні споруди і на виході мати такі характеристики, які б не зашкодили рибному господарству та гарантували можливість застосування води в рекреаційних цілях. Акценти змінюються і тепер у всьому світі стічну воду розглядають не тільки як відходи, які потрібно знешкоджувати, але і як цінний ресурс, з якого можна отримувати енергію.

Проаналізувавши стан міських очисних споруд, можна прийти до висновку, що стан міських очисних споруд не дає змогу ні гарантувати якісне очищення, ні додатково одержувати енергію із стічних вод.

Для оцінювання проблемних ділянок очисних споруд треба провести аналіз наявної схеми очищення стічних вод у Львові та населених пунктах області. Показовою і наймасштабнішою є робота каналізаційних очисних споруд (КОС) м. Львова, тому проведемо аналіз роботи саме цього об'єкта.

КОС м. Львова складаються із двох ліній, які працюють за аналогічним принципом, але лінія першої черги (КОС-1) має меншу продуктивність, відрізняється і її обладнання. Треба зазначити, що обидві черги КОС м. Львова працюють за принципом стандартної схеми міських очисних споруд 2-го покоління. Згідно з цією схемою проводять очищення стоків від механічних домішок, окиснення органічних речовин (внаслідок чого знижується БСК) та окиснення іонів амонію до нітратів.

Оскільки практично всі станції очищення муніципальних стоків басейну Західного Бугу працювали тривалий час без модернізації, обладнання є морально застарілим, що спричинює недостатнє очищення стічних вод та забруднення басейну Західного Бугу. Внаслідок аналізу світового досвіду очищення муніципальних стоків ми розробили стратегію модернізації станцій очищення муніципальних стоків, яка передбачає певні етапи. Розглянемо їх нижче.

5.1.1. Впровадження стадії анаеробного розкладу мулу.

В зв'язку з тим, що в населених пунктах басейну Західного Бугу застосовують спільний збір та очищення комунальних стоків та атмосферних опадів, у стічній воді можуть бути наявні важкі метали в концентраціях, що створюють проблеми для застосування мулу у сільському господарстві – сфера його використання звужується до можливого використання для біологічної рекультивації. Особливістю технологічної схеми на Львівських КОС є те, що надлишковий активний мул з вторинних відстійників спрямовують у первинні відстійники для покращення в них процесу осадження. Суміш сирого осаду та надлишкового активного мулу, що відділяється у первинних відстійниках, подається в мулоущільнювач, і далі – на центрифуги. Механічно зневоднений осад автотранспортом періодично вивозять на наявні мулові майданчики.

Для біологічної стабілізації відпрацьованого активного мулу та остаточного зневоджування потрібні великі площі для складування. Площа мулових майданчиків на Львівських КОС на початок 2017 р. становить 22 га, зокрема площа мулових майданчиків з удосконаленим бетонним покриттям становить

6,0 га, решта 16,0 га становлять старі майданчики з ґрунтовим покриттям. Враховуючи вологий клімат м. Львова, переповнення наявних мулових майданчиків, а також відсутність вільних площ для їх розширення, підсушування осаду на мулових майданчиках є низькоефективним, що потребує зміни підходів до утилізації осадів на Львівських КОС. Мулові майданчики на Львівських КОС експлуатують з 1964 р. За роки експлуатації на майданчиках нагромаджено близько 1 млн т осадів. Ґрунтові мулові майданчики практично повністю вичерпали свій ресурс і є переповненими, тоді як частина удосконалених бетонних майданчиків станом на 2017 рік ще не заповнена та становить останній резерв Львівських КОС щодо можливого розміщення осадів. Заскладований мул характеризується неприємним запахом, який, особливо у жарку погоду, забруднює атмосферу житлової та промислової зони. Внаслідок неконтрольованого часткового анаеробного розкладу за складованого на мулових полях відпрацьованого активного мулу атмосфера забруднюється продуктом розкладу – метаном.

Давно відомим стандартним методом стабілізації відпрацьованого активного мулу є метод анаеробного розкладу, який дає змогу отримувати із мулу ефективне джерело енергії – горючий газ із значним вмістом метану. Цей газ можна використати у технологіях виробництва тепла, електроенергії, а після очищення – як автомобільне паливо. У 2017 році розпочався практичний етап реалізації під егідою ЄБРР проекту будівництва на території Львівських КОС біогазової станції, що передбачає будівництво двох метантенків об'ємом 15 тис. м³ кожен. Водночас для каналізаційних очисних споруд інших населених пунктів Львівської області сьогодні впровадження анаеробного розкладу відпрацьованого активного мулу не передбачають.

Значною проблемою є очищення фільтрату, який є одним із продуктів центрифугування відпрацьованого після анаеробного зброджування активного мулу, оскільки він характеризується високою концентрацією іонів амонію – 800–1500 мг NH_4^- N/л. Для очищення фільтрату від іонів амонію він повинен на першій стадії впровадження проекту анаеробного зброджування відпрацьованого мулу направлятись у вхідний потік, що надходить на станцію

очищення. Але балансна оцінка свідчить, що цей фільтрат містить від 10 до 20 % усього амонію, від якого проходить очищення стоків на КОС. Тому очищення його сумісно із вхідним потоком стічних вод приведе до значних перевитрат реагентів та енергії. Тому, на нашу думку, доцільним є впровадження локальної станції очищення висококонцентрованого за іонами амонію фільтрату із використанням одного із відомих методів очищення таких стоків (наприклад новітнього біологічного процесу Anammox). Це дасть змогу значно зменшити сумарні затрати на очищення.

5.1.2. Модернізація технологічної стадії видалення макроелементів.

У результаті реалізації концепції використання для окиснення іонів амонію та висококонцентрованих органічних забруднень, які містяться в побутових стоках, великої кількості кисню повітря, відбулась заміна технології очищення муніципальних стоків першого покоління (сепарація завислих механічних включень) технологією 2-го покоління. У разі неефективної роботи очисних споруд (як це встановлено у 3 розділі дисертації для очисних споруд Львова) зона окиснення виноситься за межі цих споруд, реалізується у Полтві та Західному Бугу (що доведено результатами моніторингу). Це спричиняє різке падіння концентрації розчиненого кисню в водних об'єктах і в кінцевому рахунку – до загибелі водної біоти. Окрім того, на значній частині профілю Західного Бугу спостерігається підвищена концентрація іонів амонію, хоча концентрація амонію вище 1 мг/л вже токсична для риби.

У подальшому розвитку технологій очищення стоків враховано небезпеку неконтрольованого розвитку синьо-зелених водоростей внаслідок підвищення концентрацій азоту та фосфору у воді, що в підсумку також спричиняє зменшення концентрації розчиненого кисню. Це ініціювало перехід до розвитку третього покоління технологій очищення стічних вод, у яких реалізується очищення стічної води від сполук азоту та фосфору. Сьогодні вміст цих забруднень у стічних водах регламентований Директивою ЄК 91/271/ЕЕС, яка регламентує видалення із стічних вод загального фосфору до рівня 1 мг на літр та загального азоту до рівня 10 мг на літр. Мінімальний рівень видалення для

агломерацій із скидом 100000 еквівалентів людини повинен становити 80 %. Щодо гармонізації українського законодавства із законодавством ЄС з ціллю уникнення евтрофікації водою вважаємо за необхідне прийняття аналогічних норм на викид макроелементів для очисних муніципальних станцій населених пунктів басейну Західного Бугу.

5.1.2.1. Очищення стічних вод від азоту.

Для вилучення азоту із стічних вод основним методом, який застосовують у сучасних технологіях очищення стічних вод, є біологічний метод нітрифікації-денітрифікації. У наявних системах очищення стічних вод іони амонію окиснюють до нітратів (нітрифікація). Наступним етапом очищення стічних вод від азоту є біологічне окиснення нітратів до газоподібного азоту (денітрифікація). У реалізації цього процесу беруть участь гетеротрофні бактерії, що належать переважно до грам-негативних альфа та бета-класів *Proteobacteria*. Реалізується процес у безкисневих умовах, кисень замінюється нітритами та нітратами у ролі електрон-акцепторів. Гетеротрофні бактерії, які використовують під час перетворення, для будівництва нових клітин та для отримання енергії потребують джерела вуглецю.

Можна виділити дві схеми реалізації процесу нітрифікації-денітрифікації, для кожної із них наявні свої переваги та недоліки:

- преденітрифікація. Першою стадією процесу є безкисневий процес денітрифікації. У стічній воді є органічні речовини, які потрібні для реалізації денітрифікації, але азот переважно є в амонійній формі. Реалізації такого процесу проходить за інтенсивної рециркуляції потоку після аеробної стадії з ціллю забезпечення необхідної концентрації нітратів на першій стадії денітрифікації. Для реалізації процесу не потрібне зовнішнє джерело вуглецю, але енергозатрати на очищення збільшені;
- постденітрифікація. Денітрифікація у безкисневих умовах реалізується після аеробної стадії окиснення. Весь азот міститься у нітратній формі, але у зв'язку з відсутністю органіки (яка окислилась на стадії аерації) для реалізації процесу необхідне додаткове зовнішнє джерело вуглецю. Для цієї цілі найчастіше використовують дозування метанолу.

На практиці найчастіше використовують процес преденітрифікації, хоча кожен конкретний випадок потребує проведення порівняльного техніко-економічного аналізу затрат на підвищені енергетичні витрати та закупівлю і дозування метанолу. На нашу думку, у розробленій стратегії доцільно використовувати для модернізації муніципальних очисних споруд басейну Західного Бугу процес преденітрифікації.

5.1.2.2. Очищення стічних вод від фосфору.

Для очищення стічних вод від фосфору отримали застосування два методи.

Поширеним методом є реагентне переведення сполук фосфору у нерозчинні фосфати із подальшим осадженням цих сполук. Щоб реалізувати метод, у потік стічних вод, що очищаються за умови інтенсивного перемішування перед стадією первинного очищення дозують двох- або трьохвалентні солі металів (переважно солі Fe^{2+} , Fe^{3+} та Al^{3+}). У результаті реакції утворюються нерозчинні солі фосфатів цих металів, які під дією гравітаційних сил співосаджуються разом із первинним мулом.

Застосовують також біологічний метод очищення стічних вод від фосфору, який реалізують за допомогою добавлення додаткової анаеробної стадії, під час якої фосфіати засвоюють бактерії із стічної води і вони зберігаються у клітинах бактерій у вигляді поліфосфатів. Метод не потребує застосування реагентного осадження, проте енергозатрати на очищення стоків значно збільшуються. У зв'язку із появою додаткової стадії у технології очищення необхідно вводити в дію ще один реактор, що потребує додаткових фінансових затрат, а також збільшення загальної площі КОС для розміщення цього додаткового реактора.

Як і в попередньому випадку, для встановлення оптимальної для кожного конкретного випадку технології очищення стічних вод від фосфатів необхідно провести порівняльний техніко-економічний аналіз із урахуванням наявних реалій. Наприклад, часто для осадження застосовують солі, що утворюються як відходи внаслідок роботи певних підприємств, їх постачають за невелику вартість. Оскільки в Україні, і зокрема на підприємствах басейну Західного Бугу, є велика кількість таких відходів (відходи травлення плат, великотоннажні відходи виробництва оксиду титану тощо), які можна

використовувати в реагентному методі очищення стічних вод від фосфатів, рекомендуємо використовувати під час модернізації муніципальних очисних споруд басейну Західного Бугу для очищення стоків від фосфатів саме цей, реагентний метод.

5.1.2.3. Модернізація фінальної стадії очищення стоків від завислих речовин.

У стоках після вторинного осадження у відстійниках все ще (навіть неозброєним оком) спостерігається значна кількість завислих речовини. Переважно це розвинуті просторові структури агломерацій бактерій, які завдяки своїй просторовій структуризації не сповна осаджуються у відстійниках. Потрапляючи у поверхневі водойми з причини відсутності поживного екстракту ці бактерії гинуть, зумовлюючи вторинне забруднення. Тому раціональним є доочищення вихідних стоків, найдоцільніше використовувати для цього швидкі піщані фільтри. Вважаємо доцільним застосування паралельно декількох швидких фільтрів із почерговим зворотним вимиванням завислих речовин.

5.1.3. Рекомендації щодо раціонального використання площ КОС.

Сьогодні на всіх КОС басейну Західного Бугу лінії водоочищення займають надто велику площу, розміщення обладнання є нераціональним. Але докорінна перебудова КОС потребувала б значних фінансових затрат, тому ми як варіант оптимізації їх не розглядали.

Однак і за такого підходу значна частина території КОС сьогодні пустує і її можна використати для розміщення інших установок. Необхідно взяти до уваги те, що після впровадження станції анаеробного розкладу відпрацьованого мулу вивільняється значна територія мулових майданчиків, яку після вивезення та утилізації стабілізованого мулу можна використати для цих цілей.

Необхідно зважити на те, що біологічно стабілізований мул у нативній чи компостованій формі можна з успіхом застосовувати для рекультивації земель. Практика такого його застосування поширена у всьому світі, оскільки на таку область використання активного мулу зазвичай не поширюються жорсткі

норми порівняно вмісту важких металів. Беручи до уваги той факт, що в басейні Західного Бугу є багато кар'єрів та звалищ твердих побутових відходів, які потребують рекультивації, є підстави прогнозувати, що відпрацьований мул може мати великий попит та не потребуватиме великих площ для складування.

Більшість із рекомендованих нами заходів потребують значних стартових інвестицій та значних поточних витрат під час реалізації інвестиційного проекту. На нашу думку, використання частини території КОС для впровадження інноваційних проектів дасть можливість залучити необхідні інвестиції, які частково можна використати і для впровадження природоохоронних заходів. Плануючи використання звільнених територій КОС для нових перспективних цілей, слід враховувати, що розмір санітарно-захисної зони, встановлений законодавством для КОС продуктивністю від 50 до 280 м³/добу, становить 500 м. У розмірах цієї зони не можуть бути розміщені житлові забудови та об'єкти, які до них прирівнюються, тому звільнені площі необхідно використовувати тільки для промислових об'єктів.

Щодо львівських КОС, то використання інтенсивних методів переробки та утилізації осадів стічних вод дасть змогу потенційно вивільнити значні площі землі, що за своєю специфікою не придатні для цивільного чи промислового будівництва, але їх можна ефективно використати для розвитку альтернативної енергетики, зокрема, для вирощування енергетичних культур або ж будівництва сонячної електростанції. Наявність у безпосередній близькості від мулових майданчиків (приблизно 1,0 км) великої Львівської ТЕЦ № 2 робить такий енергетичний розвиток цих територій особливо економічно привабливим.

За будь-яких варіантів перепланування величезних територій, на яких розміщені станції очищення муніципальних стоків, із виділенням значних площ, які можна реалізувати чи використати для інших потреб, потребує проведення техніко-економічних розрахунків та розроблення бізнес-плану використання звільнених площ.

5.2. Розроблення методу очищення стічних вод джерел забруднень підприємств переробної промисловості невеликої продуктивності від органічних забруднень із використанням реагентних методів

Як вказано в підрозділі 4.3, найпростішим та технологічно доступним методом очищення стічних вод джерел забруднень, що формуються підприємствами переробної промисловості невеликої продуктивності, від органічних забруднень є реагентні методи. Найпоширенішими реагентами, які можна застосовувати для цих цілей, є:

- хлор або його сполуки;
- перманганат калію та діоксид мангану;
- пероксид водню.

Знешкодження стічних вод хлором або його сполуками – один із найпоширеніших окиснювальних методів оброблення води, для якого застосовують, як газоподібний хлор, так і його сполуки, які містять активний хлор: діоксид хлору, гіпохлорити, хлораміни. У всіх випадках розрахунки проводять за “активним” хлором. “Активний” хлор – це той хлор, який здатний за певного значення pH витіснити еквівалентні кількості йоду із водних розчинів йодиду калію.

У технології очищення стічних вод перманганат калію та діоксид мангану застосовують для окиснення ряду органічних речовин. Кристалічний перманганат калію дуже сильний окисник, який енергійно взаємодіє з багатьма органічними речовинами, а напрям реакції залежить від умов та природи сполуки, яка окиснюється.

Пероксид гідрогену (пероксид водню) є одним із найсильніших окисників, якому властива окисно-відновна амфотерність як у кислому, так і в лужному середовищах.

Однак найдоступнішим, найдешевшим та найбезпечнішим реагентом, який можна використовувати для окиснення органічних сполук, є гіпохлорит натрію – багатотоннажний відхід виробництва металічного натрію (виробництво розташоване у м. Калуш). Ми на стадії обстеження провели постановкові

експерименти на пробах відібраної стічної води, що ставили ціллю очищення її від органічних речовин за допомогою активного хлору, що вводився з гіпохлоритом натрію. У межах роботи, що виконувалась, вдалось досягти необхідного ступеня очищення, що дасть змогу після реалізації методу на практиці скидати стічні води після очищення у водойми.

Метод має низку переваг, а саме:

- легкий у виконанні, недорогий за реагентним забезпеченням;
- доступний реагент (гіпохлорит натрію);
- невеликі затрати реагенту, невелика кількість відходів, що утворюються (тільки окиснені, дезінфіковані органічні забрудники);
- можливість використання після модернізації наявних очисних споруд;
- можливість використання відходів як ефективного органо-мінерального добрива.

5.2.1. Фізико-хімічні основи окиснення органічних сполук у стоках гіпохлоритом натрію.

Під час розчинення в воді гіпохлорит натрію дисоціює з утворенням гіпохлоритного іона та гіпохлоритної кислоти у співвідношеннях, які залежать від pH середовища.



За різних значень pH середовища між концентраціями хлору Cl_2 , недисоційованої гіпохлоритної кислоти $HClO$ та гіпохлоритного іона ClO^- у воді представлені на рис. 5.1, звідки видно, що за $pH = 7 - 8$ головною дезінфікувальною сполукою є гіпохлоритна кислота.

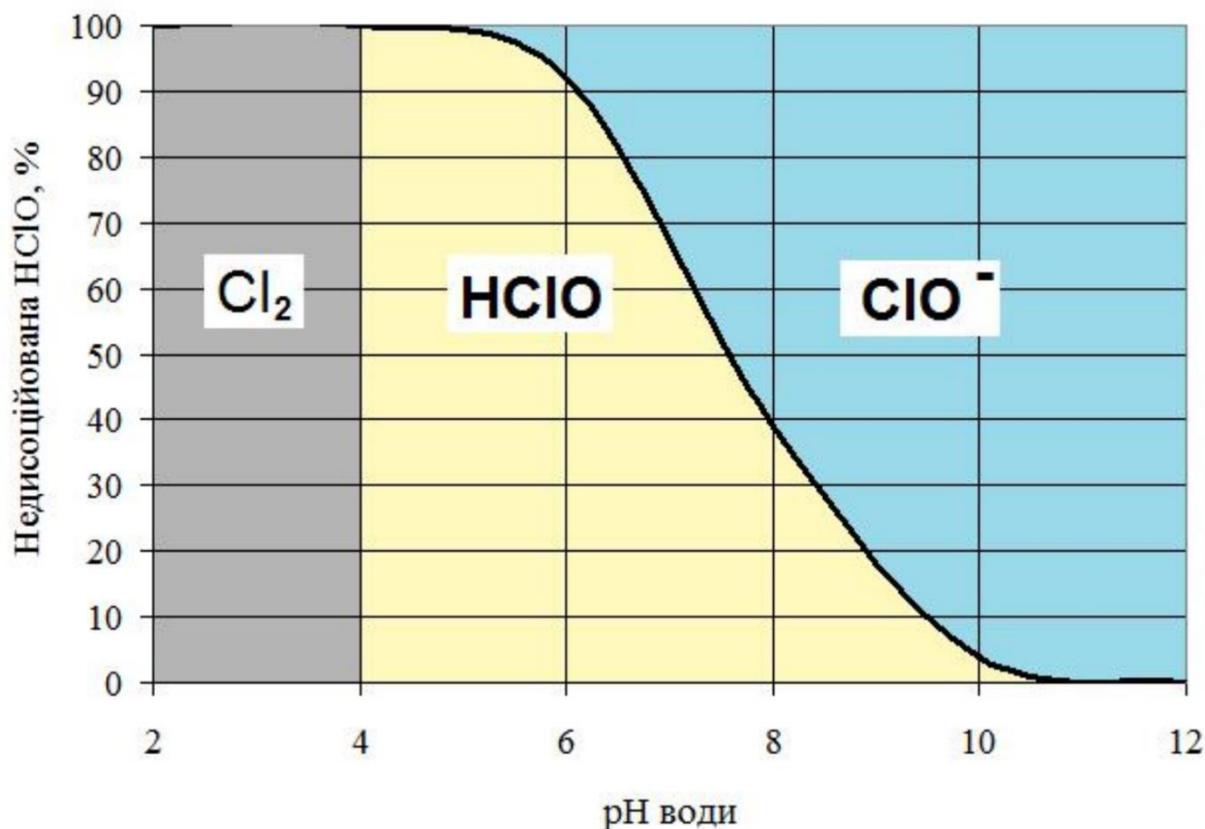
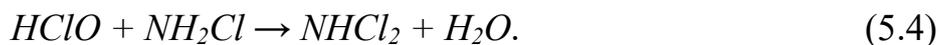


Рис. 5.1. Сполуки хлору за різних pH середовища

Якщо в воді наявний аміак, амонійні солі чи органічні речовини, які містять аміногрупи, в реакцію з ними вступає хлор, гіпохлоритна кислота та гіпохлорити, утворюючи моно- та дихлораміни.



Ці сполуки також мають бактерицидну дію, оскільки в процесі їх гідролізу виділяється активний хлор.

Молекулярний хлор, гіпохлоритну кислоту та гіпохлорит-іони прийнято називати вільним хлором на відміну від зв'язаного хлору. Бактерицидна дія вільного хлору в 20–25 разів сильніша, ніж зв'язаного.

Співвідношення між моно- та дихлорамінами, що утворюються під час введення в воду хлору за наявності аміаку, залежить від pH води. Із збільшенням pH води зменшується кількість зв'язаного хлору в дихлорамінах та збільшується залишок його у вигляді монохлорамінів, бактерицидна дія яких

у 3–5 разів менша, ніж у дихлорамінів. Бактерицидність хлорамінів у 8–10 разів вище, ніж хлорпохідних органічних амінів та імінів.

Знезаражування органічних сполук хлором проходить у дві стадії: спочатку хлор дифундує через оболонку клітини мікроорганізму, потім вступає в реакцію з ензимами. Швидкість процесу визначається кінетикою дифузії хлору всередину клітини та кінетикою відмирання клітини внаслідок порушення метаболізму. Із збільшенням концентрації хлору в воді, підвищенням її температури та переводом хлору у недисоційовану форму, яка порівняно легко дифундує, загальна швидкість процесу знезаражування зростає.

Бактерицидність хлору у воді зменшується із підвищенням pH . Тому воду слід знезаражувати хлором до введення в неї лужних реагентів.

У разі наявності в воді органічних сполук, які здатні окиснюватись, чи відновлювачів, а також колоїдних та завислих частинок, які можуть обволочувати бактерії, знезаражування води сповільнюється.

Для гарантії знезаражування в воді підтримують різні залишкові концентрації вільного чи зв'язаного хлору.

За умови постійної концентрації хлору в воді кінетику знезаражування можна виразити рівняннями, дійсними для мономолекулярних реакцій:

$$\frac{dy}{dt} = AN = a(N_0 - y), \quad (5.5)$$

$$\frac{N}{N_0} = \exp(-At), \quad (5.6)$$

де y – кількість мікроорганізмів, які загинули від дії хлору за одиницю часу, t – час дії реагенту, N – кількість мікроорганізмів, які залишились у воді на кінець періоду t , A – константа швидкості процесу знезаражування води (розмірність t^{-1}).

Вплив концентрації хлору на час, необхідний для знищення бактерій з початкової до заданої кількості можна виразити рівнянням

$$C^n t = K, \quad (4.7)$$

де C – концентрація хлору, мг/л, t – час контакту хлору з водою, хв, n – показник ступеня (за pH близького до 7 він дорівнює 1,3), K – константа

резистентності мікроорганізмів до дії хлору, яка залежить від виду мікроорганізмів та pH середовища.

Значення константи K визначається присутністю в воді тих чи інших форм активного хлору для заданого значення pH . Для води, яка не містить солей амонію, за умови зниження кількості бактерій коли на 95 %, $K = 0,15$ для $pH = 7$, 0,45 для $pH = 8,5$ і 4 для $pH = 9,8$. За наявності в воді солей амонію, коли активний хлор в воді присутній у вигляді моно- та дихлорамінів, K змінюється від 3,5 для $pH = 7$ до 400 для $pH = 9,5$.

Вплив температури на швидкість знезаражування води виражається рівнянням:

$$\lg \frac{t_1}{t_2} = \frac{E(T_2 - T_1)}{RT_1 T_2}, \quad (5.8)$$

де t_1 та t_2 – час, необхідний для зниження вмісту в воді мікроорганізмів на заданий відсоток, хвилин, за температури відповідно T_1 та T_2 , K , E – енергія активації, Дж/моль, R – газова константа, яка дорівнює 8,33 Дж/(моль·К).

Особливо значно швидкість процесу знезаражування води змінюється з температурою у разі застосування хлорамінів.

Бактерицидний ефект хлорування значною мірою залежить від початкової дози хлору та тривалості збереження в воді деякої його залишкової концентрації. Величина необхідної бактерицидної концентрації залишкового хлору залежить від здатності води поглинати хлор, тобто нерозривно пов'язана з загальною потребою у хлорі води, яка очищається. Це вказує на співрозмірність швидкостей процесів дезинфекції та окиснення органічних і неорганічних речовин, які містяться в воді. Збільшення поглинання хлору водою покращує бактерицидний ефект хлорування за рівної концентрації залишкового хлору, оскільки початкова доза хлору в цьому випадку завжди вище.

Колі – індекс природної води звичайно не перевищує 1000–10000 кл/л. Концентрація залишкового хлору 0,5 мг/л для часу контакту 30 хв, як правило забезпечує задоволення санітарних вимог, які ставляться до бактеріологічної якості води. У разі хлорування з амонізацією час контакту потрібно збільшити до 1 год. Такий самий час контакту приймають і у разі оброблення води хлорним вапном, а сумісно з аміаком – 1,5 год.

Для наближеного оцінювання кількості хлору, необхідного для знезаражування води поверхневих джерел, приймають дозу 2–3 мг/л, а для води підземних джерел – 0,7–1,0 мг/л.

Однією із умов забезпечення хороших результатів хлорування вважається швидке та повне перемішування хлору з водою.

5.2.2. Експериментальні дослідження окиснення органічних сполук у стоках заводу плодово-овочевих соків гіпохлоритом натрію.

Завданням експериментальних досліджень, які проводились відповідно за методикою, описаною в розділі 2.3, було встановлення витрати гіпохлориту, за якої здійснюється очищення стічних вод до рівня нижче, ніж регламентується нормативами. Це необхідне для того, щоб, з одного боку, забезпечити найбільш повне очищення стоків від органічних речовин, а з іншого – не допустити перевитрати гіпохлориту. Для цього проводили серію досліджень, ціллю яких було очистити стоки із різним дозуванням у них гіпохлориту. Як досліджувані стоки використовували стоки Бузького консервного заводу. Відібрані проби стічних вод були проаналізовані на вміст забруднюючих речовин та ХСК і БСК. Результати представленої в табл. 5.1.

Таблиця 5.1

Протокол випробувань стічної води

Показник	Розмірність	Результати
Колір		коричневий
Запах	Бал	5
Прозорість	См	4,0
Активна реакція <i>pH</i>		11,72
Твердість	мг-екв/дм ³	4,5
Лужність	мг-екв/дм ³	28,0
Гідрокарбонати	мг/дм ³	1708
Сульфати	мг/дм ³	155,55
Кальцій	мг/дм ³	50,1

Натрій + Калій	мг/дм ³	980,75
Магній	мг/дм ³	24,32
Хлориди	мг/дм ³	443,12
Мінералізація	мг/дм ³	3361,84
Сухий залишок	мг/дм ³	3112,5
Завислі речовини	мг/дм ³	152,0
Іони амонію	мг/дм ³	31,15
Азот амонійний	мг/дм ³	24,1
Нітрити	мг/дм ³	0,09
Нітрати	мг/дм ³	0,57
Фосфати	мг/дм ³	2,88
БСК ₅	мг/дм ³	375,6
ХСК	мг/дм ³	1056,9
Залізо загальне	мг/дм ³	0,67
СПАР	мг/дм ³	0,0
Електропровідність	мг/см	4420
Нафтопродукти	мг/дм ³	0,0

Залежно від температури, режиму розливу та мийки технологічного обладнання стічні води мають різні фізико-хімічні показники, які необхідно коректувати перед очищенням. Так, у результаті неповної (малої) схеми мийки технологічного обладнання, стічні води мають лужну реакцію ($pH \approx 11$). Крім того, за рахунок потрапляння в стічні води залишків соку (з м'якоттю чи без) масова частка завислих речовин перевищує встановлені нормативи.

Під час проведення повної мийки лужність стічних вод розчином азотної кислоти нейтралізується, але в результаті цього додатково зростає вміст у них нітратів.

Високий вміст нітратів, сульфатів, завислих речовин, ХСК, БСК свідчить про перебіг біологічного розкладу органічних забруднювачів, а також про наявність

у стічних водах білків, жирів та вуглеводів. Високий вміст хлоридів свідчить про вміст у стічних водах продуктів регенерації іонітів на стадії водопідготовки.

Критерієм ефективності очищення слугували два показники якості води: ХСК та сухий залишок. Результати експериментальних досліджень представлено на рис. 5.2. та 5.3.

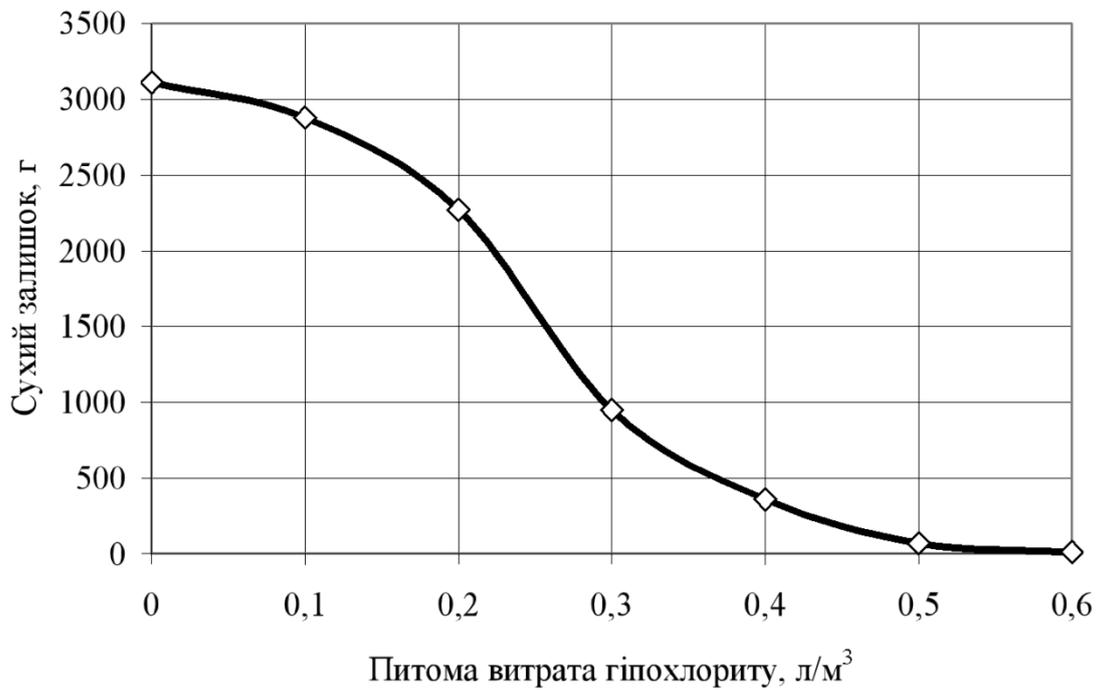


Рис. 5.2. Залежність маси сухого залишку від питомої витрати гіпохлориту

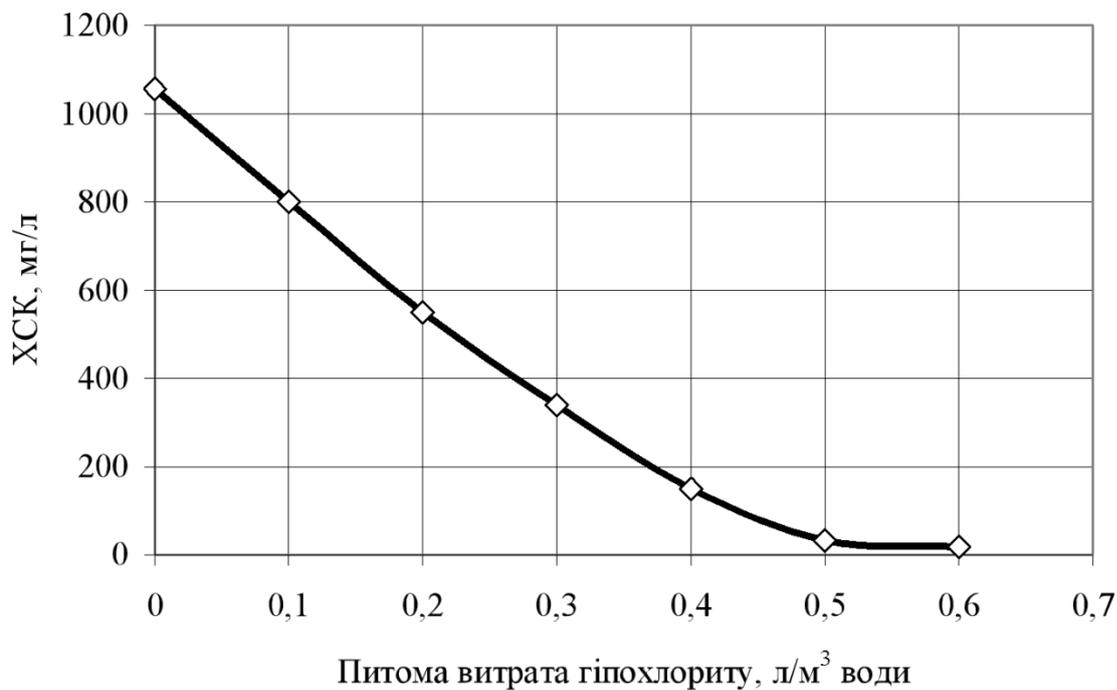


Рис. 5.3. Залежність ХСК в очищених стоках від питомої витрати гіпохлориту

Як видно із рисунків 5.2 та 5.3, доцільним є використання для очищення стоків гіпохлориту натрію у співвідношенні $0,5 \text{ дм}^3 / 1 \text{ м}^3$ стоків, які очищаються. Таке дозування гіпохлориту у стоки дозволяє зменшити сухий залишок у стоках та ХСК до нормованих рівнів. Слід зауважити, що зменшення сухого залишку пов'язане із окисненням органічних забруднень і переведенням їх у нерозчинну форму, що забезпечує у подальшому конгломерацію новоутворень та відділення їх від очищених стоків. Для гарантування екологічної безпеки від можливого забруднення непрореагованим гіпохлоритом очищених стоків, проводилась оцінка витрати гіпохлориту на очищення та порівняння залишкових концентрацій із нормованими показниками. В процесі реакції гіпохлориту із органічними речовинами на перебіг реакції витрачається до (90 - 95)% гіпохлориту. Виходячи із встановленого в процесі аналізу експериментальних даних оптимального дозування гіпохлориту, який використовується для очищення стоків ($0,5 \text{ дм}^3 / 1 \text{ м}^3$ стоків), залишкова концентрація гіпохлориту не повинна перевищувати $0,05 \text{ дм}^3 / 1 \text{ м}^3$ стоків. Враховуючи, що вміст активного хлору в 1 дм^3 гіпохлориту складає 140 г, вміст активного хлору в стоках не буде перевищувати $7 \text{ кг} / \text{м}^3$. Це менше

допустимого значення, а враховуючи, що додатково гіпохлорит буде витрачатись на знезаражування стоків розбавлення, запропоновану технологію можна вважати екологічно безпечною.

Досліджувалась також кінетика окиснення органічних домішок у стоках, яка виражена ступенем зниження ХПК розчину під час реагування його із гіпохлоритом. Оскільки в підрозділі 5.2.1 показано аналогію процесів окиснення хлором органічних домішок та дезінфекції, а також співрозмірність швидкостей процесів дезінфекції та окиснення органічних і неорганічних речовин, які містяться в воді, зроблено допущення, що за аналогією із дезінфекцією кінетику окиснення органічних речовин у стоках можна виразити рівнянням, дійсним для мономолекулярних реакцій:

$$XCK = P \exp(-Bt), \quad (5.9)$$

де XPK – показник хімічно спожитого кисню на кінець періоду t ; t – час дії реагенту; P – статичний коефіцієнт; B – константа швидкості процесу окиснення органічних домішок (розмірність t^{-1}).

Для встановлення адекватності гіпотетичного рівняння (5.9) кінетики окиснення органічних домішок реальному проводили експерименти, результати яких представлено на рис. 5.4.

Як видно із рис. 5.4, експериментальні точки справді задовільно апроксимуються експоненціальною залежністю (коефіцієнт кореляції $R^2 = 0,9762$), рівняння апроксимації має вигляд

$$XCK = 964,42 \exp(-0,074t). \quad (5.10)$$

Як впливає із рівняння (5.10), константа швидкості окиснення органічних домішок B становить $0,074$ 1/с.

Принципову технологічну схему очищення стоків на Бузькому консервному заводі представлено на рис. 5.5. Відповідно до схеми стічна вода надходить у бетоновані споруди, які залишились від біологічної схеми очищення, що діяла на заводі в 1990-х роках.

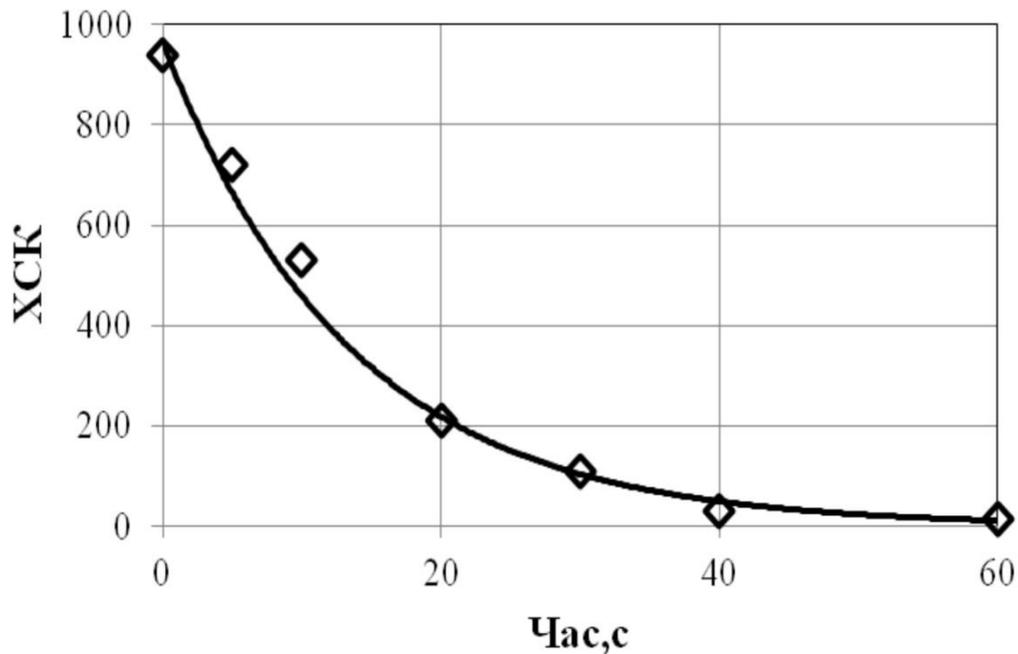


Рис. 5.4. Кінетика окиснення органічних речовин у стоках гіпохлоритом натрію
 ◇– експериментальні точки, суцільна лінія – апроксимація експоненціальною залежністю)

Туди ж насосом-дозатором 2 із збірника 1 подається визначена кількість гіпохлориту натрію, яка дозується безпосередньо в потік стічних вод. Тому реакція окислення органічних домішок починається безпосередньо в трубопроводі. В подальшому реакційна суміш потрапляє безпосередньо в бетонні споруди 3 зануреним трубопроводом. У цих спорудах проходить закінчення реакції та виділення осаду, який осідає в об'ємі реактору. Через певні проміжки часу в міру нагромадження осаду на дні реактора він відкачується шламнасосом 6 через заглиблений трубопровід 5 в автомобільний транспорт 7. Пульпа використовується в сільському господарстві як рідке органічне добриво.

5.2.3. Експериментальні дослідження ефективності розділення водно-олійних систем гіпохлоритом натрію.

У виробництві олії на стадії промивки утворюються сильно забруднені мильні розчини, які до цього часу не очищували.

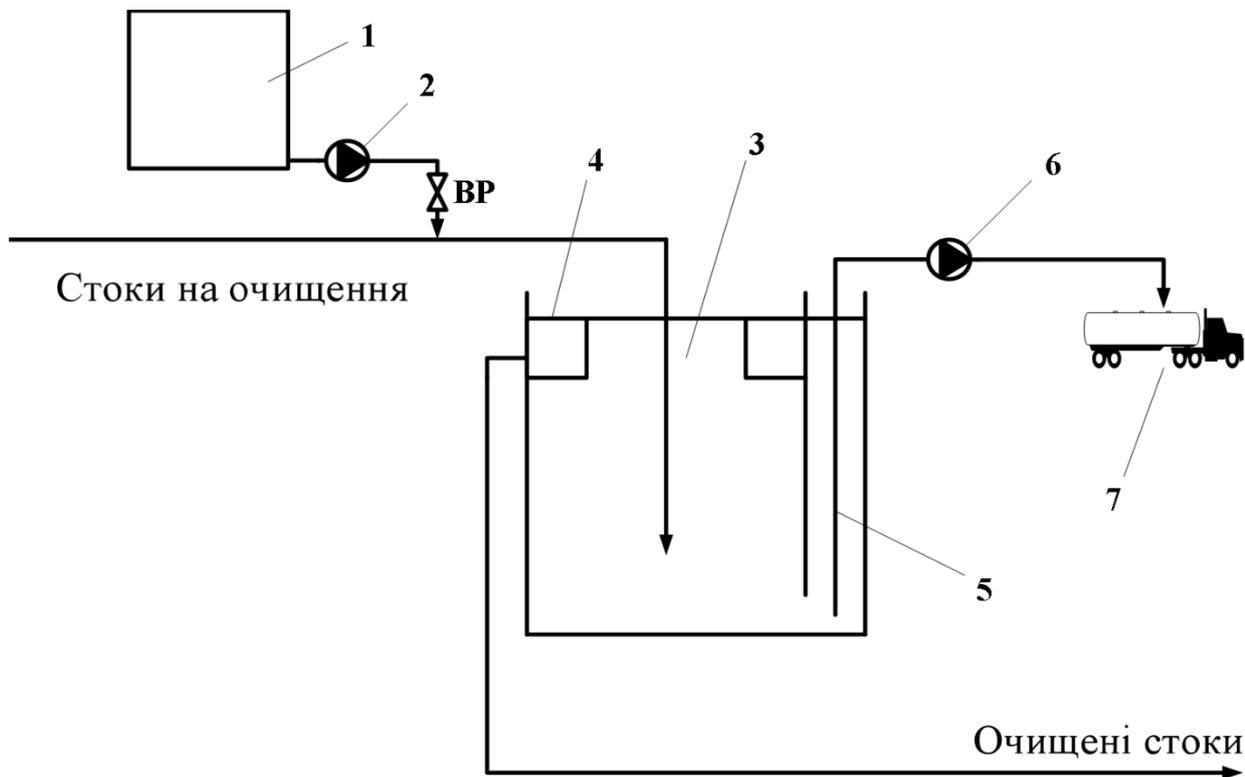


Рис. 5.5. Принципова технологічна схема очищення стоків на Бузькому консервному заводі

1- збірник гіпохлориту натрію, 2 – насос-дозатор, 3 – бетонні споруди (реактор очищення), 4 – лоток переливу очищених стоків, 5 – заглиблений трубопровід, 6 – шламнасос, 7 – автомобільний транспорт, ВР – вентиль регулювальний

Ми запропонували використати для очищення стоків гіпохлорит натрію. Умовою очищення є розділення складної водно-олійної системи. Оскільки на час досліджень методика фізико-хімічних аналізів системи не була розроблена, дослідження були пошуковими і результатом їх було встановлення принципової можливості застосування гіпохлориту для розділення таких систем, кожна із відділених частин мала б своє застосування. Результати візуальних спостережень за очищенням наведено на рис. 5.6.

Як видно із даних спостережень, за певного дозування гіпохлориту вдається досягти повного розділення водно-олійної суміші. Очищена вода після відстоювання та селективного випуску може відводитись у навколишнє середовище, а мильну суміш можна використовувати для виробництва технічних мийних засобів. Але для впровадження технології необхідно

проведення додаткових досліджень, ціллю яких буде встановлення оптимальних режимів опрацювання сильно забрудненого стоку гіпохлоритом, режимів відстоювання та декантації, а також розроблення на основі даних цих досліджень технологічної схеми установки.

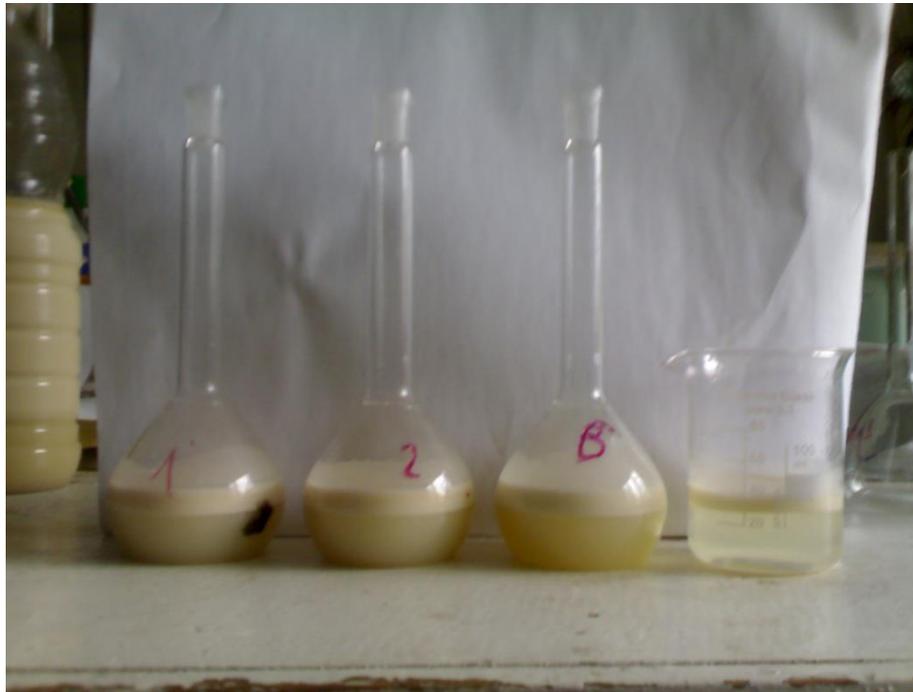


Рис. 5.6. Візуальні спостереження за ефективністю розділення водно-олійних систем у результаті застосування гіпохлориту (номери колб відповідають різним дозуванням гіпохлориту)

Щоб встановити оптимальне дозування гіпохлориту з ціллю розділення водно-олійної системи, проводили дослідження залежності висоти освітленого шару від дозування гіпохлориту в водно-олійну систему. Висота освітленого шару вимірювалась із допомогою мірної лінійки. Результати досліджень представлено на рис. 5.7.

Як видно із рис. 5.7, вже за дозування гіпохлориту 1 л у 1 м³ водно-олійної системи можна добитись розділення фаз. Декантацію вдасться зібрати розділені фази окремо, кожна із них матиме окреме застосування, як це описано вище.

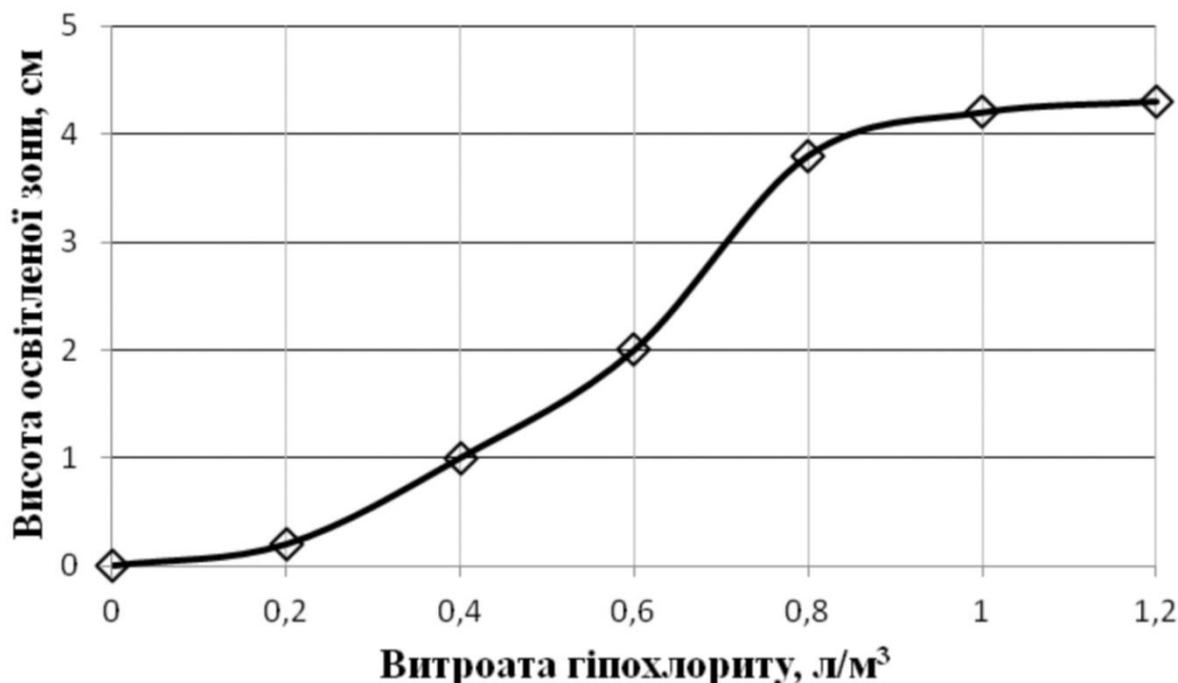


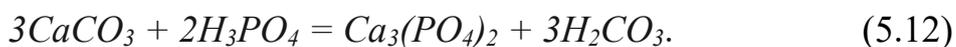
Рис. 5.7. – Залежність висоти освітленого шару від дозування гіпохлориту в водно – олійну систему.

5.2.4. Експериментальні дослідження ефективності очищення стічних вод виробництва харчових олій.

Ми досліджували ще один варіант очищення стічної води від забруднень органічного походження (жирів), які перебувають в емульсованому стані – із застосуванням пероксиду водню. Лабораторна апробація способу підтвердила його ефективність, спосіб був захищений патентом України. Необхідний ступінь очищення досягнули тим, що в способі очищення стічних вод виробництв харчових олій через подавання очищеної від механічних домішок кислого фільтрату в резервуар додавали концентрований пероксид водню, в кислому середовищі за pH 2–4 за умови безперервного перемішування. Після початку розділення шарів, не припиняючи перемішувати додавали карбонат кальцію до досягнення $pH \approx 6,5$ –8,5, що супроводжувалось інтенсивним виділенням вуглекислого газу, який сприяв розділенню із появою водної фази та фази жирів.

Таким чином руйнування емульсій можливе за умови усунення поверхнево активних речовин (ПАР) типу фосфоліпідів, які можна окислити перекисом

водню в кислому середовищі. У складі молекули фосфоліпідів у кислому середовищі нітроген міститься в амонійній формі NH_4^+ . Окислення амонійного катіону в кислому середовищі проходило до утворення нітритів та нітратів із подальшим руйнуванням молекули фосфоліпиду загалом. Усунення із середовища основної маси ПАР спричиняло руйнування емульсій, утворення двох шарів (водного та жирового) з подальшим механічним їхнім розділенням. Нейтралізація розчину стічної води до нейтрального значення проводилась карбонатом кальцію. Вуглекислий газ, що виділявся сприяв розшаруванню водного шару від жирового. А сульфати, фосфати та інші іони усувались у вигляді нерозчинних сполук із водної фази шляхом випадання в осад.



Рекомендуємо промислове очищення стічних вод виробництв харчових олій здійснювати у такій послідовності. Воду із приймальної камери очисних споруд необхідно подавати на решітки, де видаляються великі механічні домішки. Фільтрат слід подавати насосом у резервуар для визначення pH середовища. За умови значення pH від 2–4 необхідно прибавляти концентрований перекис водню за умови інтенсивного перемішування. Концентрований перекис водню під час перемішування слід додавати до видимого руйнування емульсій, поки не відбудеться розділення шарів. Чітке розділення шарів відбувається після припинення перемішування. Для нейтралізації розчину стічної води добавляють карбонат кальцію за умови працюючої мішалки до досягнення $pH \approx 6,5-8,5$. У такому разі спостерігають інтенсивне виділення вуглекислого газу, який сприяє розділенню рідкої і жирної фази. Окрім цього, випадає осад сульфатів, фосфатів та інших нерозчинних солей, що покращує якість очищеної води.

Як показали результати лабораторних досліджень, обидва способи реагентного очищення стічних вод виробництва харчових олій (із застосуванням як реагенту гіпохлориду натрію чи пероксиду водню) виявились ефективними і дали змогу досягти необхідного ступеня очищення. Вибору конкретного способу для кожного конкретного випадку повинна передувати лабораторна апробація із

використанням конкретного виду стічних вод підприємства, для якого проектується очисна система із проведенням у подальшому техніко-економічних розрахунків.

5.3. Система технічних, організаційних та нормативно - правових заходів щодо мінімізації дифузійних забруднень гідроекосистеми Західного Бугу внаслідок господарської діяльності населення

Від екологічного стану річок басейну Західного Бугу значною мірою залежить здоров'я людей, соціальний та економічний стан регіону. В результаті зливових процесів, господарської діяльності (засмічення та захаращення русел річок, каналів, кюветів, вирубки лісів, ін.) проходить ерозія берегів річок, замулення водних об'єктів, що викликає підтоплення та перезволоження територій, пошкодження інженерних інфраструктур та комунікацій, погіршується екологічний та гідрологічний стан водотоків. Наслідком екологічно небезпечної господарської діяльності населення в басейні Західного Бугу є розораність та забудованість у межах водоохоронних зон, забруднення поверхневих стоків, які потрапляють у русла річок, залишковими, незасвоєними сільськогосподарськими рослинами мінеральними добривами тощо. Необхідно зауважити, що мінімізації забруднень гідроекосистеми Західного Бугу від цього джерела можна досягти у разі впровадження системи заходів та рішень, які потрібно реалізувати у три етапи:

- перший етап. Нормативно – правовими заходами слід привести у відповідність вимогам екологічного законодавства розмір та правовий статус водоохоронних зон. У результаті реалізації цього заходу буде усунута невідповідність у наявній ступені розораності та забудованості водоохоронних зон;
- другий етап. Технічними рішеннями слід передбачити створення буферних зон між агроекосистемами і руслом річки шляхом впровадження системи зелених насаджень. Технологія створення таких буферних зон, вимоги до вибору порід дерев та схеми облаштування буферних зон в достатньо повній мірі досліджені іншими дослідниками;

- третій етап (який за часом його реалізації є найдовшим, оскільки повинен починатись разом із реалізацією першого етапу і продовжуватись постійно – вплив на свідомість населення є найбільш складним і тривалим) полягає в реалізації системи виховних та консультаційних заходів щодо практичних дій населення з ціллю мінімізації антропогенного впливу на гідроекосистему Західного Бугу.

Рівень екологічної свідомості повинен відповідати сучасному періоду розвитку світового співтовариства – переходу до збалансованого (сталого) розвитку суспільства. Звичайно ж екологічна свідомість формується впродовж життєдіяльності людини комплексом впливів навколишнього середовища – середовища її існування, але найважливішими суб'єктами формування екологічної свідомості є:

- забезпечення системної безперервної екологічної освіти (освіти задля сталого розвитку): на стадії дошкільних закладів, загальноосвітніх шкіл усіх типів, закладів професійно-технічної освіти, середніх спеціальних та вищих навчальних закладів, системи підвищення кваліфікації та переатестації спеціалістів;
- держава (законотворча та виконавча природоохоронна діяльність);
- церква;
- громадські організації різного спрямування та різних напрямків діяльності;
- засоби масової інформації.

Проведемо аналіз суб'єктів формування екологічної свідомості.

Заклади реалізації екологічної освіти. Здійснюється екологічна освіта (освіта задля сталого розвитку) у обов'язку, який передбачений програмами вивчення дисциплін, а якість отриманих екологічних знань значною мірою визначається рівнем підготовки вчителів. Найефективнішою ланкою екологічного виховання та освіти за умови відповідної її організації повинна бути освіта у загальноосвітніх школах як наймасовіша ланка системи освіти, у якій задіяне все населення держави.

Формальна екологічна освіта та виховання орієнтовані переважно на передачу спеціальних знань, головню у галузі теоретичних основ фундаментальної та прикладної екології, а не на уміння аналізувати і використовувати ці знання у житті, що важливо для пересічних громадян. Базові питання з проблем екології та охорони природи розглядають у шкільних предметах природничого змісту: географія, хімія, фізика, в курсах біології: “Наш край”, “Біологія рослин”, “Біологія тварин”, “Біологія людини”, “Загальна біологія” та “Основи екологічних знань” тощо. Однак ці курси пропонують тільки теоретичні знання і майже не передбачають практичної діяльності, завдяки якій діти могли б набути корисних навичок пізнавати навколишній світ, не передбачають проведення екологічних досліджень та природоохоронних акцій у зрілому віці. Склалася ситуація, коли отримані у школі знання відмежовані від повсякденного життя та існують самі по собі. Виходом із ситуації, що склалася, може бути організація позашкільної діяльності екологічного спрямування: дослідницької, олімпіадної, конкурсної, гурткової, практичної природоохоронної та ін.

Система позашкільної екологічної освіти та виховання, яка на базі отриманих переважно теоретичних знань може забезпечити формування у дітей особливого ставлення до природи, до життя, до оточення, а в зрілому віці – сформованої особистості з екоцентричним світоглядом, екологічною культурою та екологічним мисленням. Тому важливою первинною ланкою в системі екологічної освіти та виховання є мережа позашкільних еколого-освітніх закладів. Якісно новий результат у підвищенні рівня екологічної освіти та виховання можна досягти за рахунок кооперації, а у перспективі – інтеграції шкільної та позашкільної освіти.

Законотворча та виконавча природоохоронна діяльність держави. В Україні існує розвинута система законодавства в галузі природокористування, яка містить окремі статті Конституції України, низку законів України (“Закон України про охорону навколишнього природного середовища”, “Земельний

кодекс”, “Водний кодекс”, “Закон про охорону атмосферного повітря”, “Кодекс про надра” тощо), постанов, указів, підзаконних актів тощо.

Нагляд за дотриманням цих законів, виконання кримінальних покарань і адміністративних стягнень здійснює Екологічна інспекція України та наявна система правоохоронних органів України (Прокуратура, Міністерство внутрішніх справ України, Служба безпеки України, судова система). Саме практика цих дій, яка до того ж повинна бути широко відображена у мас-медіа, і повинна стати потужним виховним засобом формування екологічної свідомості. Проте слід признати, що наявна сьогодні система штрафів за порушення природоохоронного законодавства неадекватно відповідає рівню заподіяних докільню збитків. І, на жаль, у цьому випадку держава як суб’єкт підвищення екологічної свідомості, своїми діями призводить до протилежної, негативної тенденції – анігіляції екологічної свідомості суспільства.

Церква. В Україні, де збереглись (особливо серед сільського населення) традиції визначального авторитету церкви може слугувати і слугує могутнім виховним фактором екологічної свідомості як через проповіді духовенства, так і через реальні природоохоронні акції, які здійснюють під керівництвом церкви. Проповіді на екологічну тематику та опис природоохоронних заходів, які впроваджуються під патронатом церкви можна знайти на сайтах всіх церков, які функціонують в Україні. А в складі Української греко-католицької церкви існує Бюро УГКЦ із питань екології. 2009 року вперше в Україні відзначався День Творця як християнське екологічне свято, яке започатковано у 1989 році з ініціативи Вселенського Патріарха Димитрія I. Дмитрій I закликав увесь християнський світ у день початку нового церковного року (1/14 вересня) до щорічної спільної молитви та практичних зусиль, спрямованих на порятунок природи.

З приводу молитовно-єкуменічної ініціативи Ради Єпископських Конференцій Європи (3 грудня 2009 року) Бюро УГКЦ із питань екології було оголошене звернення, в якому зазначено:

“Дорогі у Христі брати та сестри!

З 7 по 18 грудня цього року в Копенгагені (Данія) буде проходити Конференція Організації Об'єднаних Націй з питань змін клімату, на якій мають бути прийняті рішення, доленосні для всього людства та цілої планети. Саме тут і зараз, Урядові делегації провідних держав світу мають узгодити стратегію і тактику екологічного порятунку людства після закінчення дії Кіотського протоколу (діє до 2012 року), а зокрема, взяти на себе необхідні зобов'язання по зменшенню викидів парникових газів, які впливають на підвищення температури, дисбаланс кліматичної системи, посилення руйнівної сили та частоти природних катаклізмів.

Кліматичні зміни стосуються нас усіх і несуть із собою дедалі більшу загрозу для здоров'я та життя людей, їх матеріального благополуччя, суспільного миру, а рівно ж, і для майбутнього всієї планети. Християнські церкви Європи, усвідомлюючи вагомість загрози змін клімату та співвідповідальність за стан видимого світу, спільно звернулись до своїх вірян у спеціальному Посланні: “Відповідь Церков на кліматичні зміни” із закликом до посиленої молитви в наміренні плідних переговорів у Копенгагені та прийняття Угоди, на основі якої можна буде ефективно захистити Боже створіння – природу та побудувати “зелену” економіку, яка б забезпечила довготривале процвітання сучасного людства та прийдешніх поколінь.

Бюро УГКЦ з питань екології підтримує екуменічно-молитовну ініціативу Ради Єпископських Конференцій Європи і Конференції Церков Європи та відповідно просить душпастирів, вірян і всіх небайдужих в неділю, 13 грудня долучитись до молитви за збереження Божого створіння – природи, а особливо – молитви, щоб під час Копенгагенської конференції лідери 192-х Держав-членів ООН змогли знайти спільні шляхи вирішення одного з найскладніших викликів сьогодення – зміни клімату.

На завершення, хочемо в черговий раз пригадати, що Земля і всі її екологічні системи – це цінний дар, який ми отримали від Бога. Просимо переосмислити виклики кліматичних змін у світлі християнської віри та відповідальності і відповідно, спільно прикласти зусилля для того, щоб здійснити зміни, про які

молимося. В контексті передріздвяного посту, в якому ми зараз знаходимося, постараймося бути солідарними та поміркованими і відмовитись від всього зайвого та шкідливого для себе, своїх ближніх та всього Божого створіння”.

Як помітно із цього звернення, церква сьогодні займає активну позицію у вирішенні природоохоронних завдань і стає могутнім засобом підвищення екологічної свідомості суспільства.

Громадські екологічні організації. В Україні існує велика кількість громадських екологічних організацій (Всеукраїнська екологічна ліга, Зелений світ, Екоправо, Українське товариство охорони природи, Голос Природи, Всеукраїнська екологічна громадська організація “МАМА-86”, Всеукраїнський комітет підтримки Програми Організації Об’єднаних Націй з навколишнього середовища (УкрЮНЕПком) та багато інших). На жаль, велика кількість цих організацій є заполітизованими; їхня діяльність є млявою і значно активізується тільки у передвиборні періоди з ціллю привернути увагу громадськості до тих чи інших політичних сил. Хоча треба зазначити, що багато із цих організацій проводять значну роботу із формування екологічної свідомості суспільства через організацію з’їздів, конгресів, конференцій, семінарів, фестивалів, організації конкурсів, природоохоронних акцій тощо.

Із величезної кількості громадських екологічних організацій найчисленнішою і найпотужнішою є Всеукраїнська екологічна ліга (ВЕЛ), яка має у своєму складі 22 обласні, Київську та Севастопольську міські та Кримську організації. Мета діяльності організації – поліпшення екологічної ситуації в державі, формування нового природоохоронного менталітету, підвищення рівня екологічної освіти та культури громадян. З усього розмаїття екологічних громадських організацій України ВЕЛ відрізняє послідовність у роботі, ґрунтовне дослідження проблем та практичні дії щодо їх вирішенню, використання нестандартних підходів у роботі. Вперше з ініціативи ВЕЛ у Верховній Раді України пройшли парламентські екологічні слухання. Знову ж таки вперше в європейській практиці громадська організація ініціювала створення і видала Екологічну енциклопедію, яка відповідає класичним енциклопедичним канонам.

У межах акції “Парк тисячоліть”, яку проводила ВЕЛ, посаджено десятки тисяч дерев та кущів, впорядковано сотні парків у містах і селах України. ВЕЛ ініціювала створення і вже понад десять років підтримує Всеукраїнську дитячу спілку “Екологічна варта”. Проведено шість Всеукраїнських з’їздів ВЕЛ, три екологічні конгреси, десятки наукових конференцій та круглих столів, творчих фестивалів та конкурсів. ВЕЛ видає журнали та книги. Найпоширенішими акціями ВЕЛ є: «Посади своє дерево», «Амброзія - небезпечна рослина», «Первоцвіт», «День довкілля», «Наша допомога птахам», «Збережи ялинку», «Нове життя джерел». Систематично проводяться літні табори, конкурси та фестивалі: «Мій голос я віддаю на захист природи», Всеукраїнський студентський конкурс-захист екологічних проєктів «Екосвіт очима художника». Через тісний зв’язок з прогресивною громадськістю ВЕЛ займає активну позицію у попередженні реалізації на Україні небезпечних для навколишнього середовища проєктів, реалізує Громадську оцінку екологічної політики, займає активну позицію в обмеженні та регулюванні використання ГМО в Україні.

Отже, як можна зробити висновок із приведеної інформації, внесок громадських організацій в формуванні екологічної свідомості суспільства України значний.

Засоби масової інформації. Роль мас-медіа в вихованні екологічної свідомості суспільства значна. Рівною мірою це стосується як спеціальних друкованих видань та передач радіо і телебачення, так і до використання природоохоронної тематики в усьому комплексі інформації, яка доводиться до суспільної свідомості. І оскільки між мас-медіа та суспільством існує гнучкий зв’язок і тематика мас-медіа повинна відповідати потребам суспільства (тільки тоді інформація буде жаданою), то саме зростання останнім часом інформації на природоохоронну тематику є непрямим свідченням зростання екологічної свідомості суспільства. Слід очікувати, що з часом ця тенденція посилюватиметься.

Класифікуючи антропогенні екологічні небезпеки з позицій стратегій їхньої мінімізації, можна виділити два класи екологічних небезпек:

- 1) суспільно створені екологічні небезпеки;
- 2) екологічні небезпеки окремих об'єктів.

Суспільно створені екологічні небезпеки – це такий вид небезпек, який створений за участі всього суспільства або певної його частини (в межах держави чи регіону). Згідно із принципом зворотного зв'язку для уникнення цієї екологічної небезпеки також необхідна участь цієї ж частини суспільства, яка брала участь у її створенні. До цього класу можна зарахувати й антропогенну деградацію охоронних зон поверхневих водойм внаслідок запровадження господарської діяльності (рільництво, будівництво споруд) на території цієї охоронної зони.

Стратегія мінімізації суспільно створеної екологічної небезпеки будь-якого масштабу повинна містити комплекс заходів:

- 1) нормативно-правових (перший етап пропонованої системи заходів);
- 2) технологічних (другий етап пропонованої системи заходів);
- 3) виховних та консультаційних.

У комплексі виховних заходів можна виділити дві складові:

- власне виховна робота (підвищення рівня екологічної свідомості);
- суспільна діяльність, направлена на ліквідацію екологічної небезпеки, як результат виховної роботи.

Детальний аналіз найважливіших суб'єктів формування екологічної свідомості приведено вище. Слід тільки додати, що підвищення екологічної свідомості населення басейну Західного Бугу повинно поєднуватись із підвищенням рівня знань населення через проведення професійних консультацій із антропогенної діяльності, пов'язаної із можливим виникненням негативного впливу на водоохоронні зони:

- застосування науково обґрунтованих доз внесення мінеральних добрив під сільськогосподарські культури;

- запровадження нових ресурсобережних та екологічно безпечних технологій в рільництві – капельне живлення, капсульовано мінеральні добрива;
- запровадження екологобезпечних технологій у тваринництві;
- запровадження спеціальних правил поводження в водоохоронних зонах гідро екосистеми Західного Бугу.

Тож, щоб ліквідувати суспільно створену екологічну загрозу (деградації охоронних зон поверхневих водойм внаслідок запровадження господарської діяльності), необхідно також зусилля всього суспільства, екологічна свідомість якого внаслідок проведених виховних засобів підвищилась. І тільки за умови мобілізації цих зусиль, впровадження відповідної нормативної бази та необхідного технологічного забезпечення, можлива мінімізація відповідної екологічної загрози для інтересів збалансованого розвитку суспільства.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Маринич О.М. Проблеми ландшафтного різноманіття України : зб. наук. пр. гол. ред. – К., 2000. – 326 с.
2. Дідух Я.П., Огаренко Ю.Д. Загрози екосистемам та різноманіттю Західного Полісся: Створення транскордонного біосферного резервату та регіональної екологічної мережі в Поліссі : зб. наук. ст. – К., 2008. – С. 170–180.
3. Під ред. К.І. Геренчука Природа Львівської області: Видавництво Львів ун-ту, 1972. – 151 с.
4. Забокрицька М.Р., Хільчевський В.К., Манченко А.П. Гідроекологічний стан басейну Західного Бугу на території України: Ніка-Центр, Київ 2006. – 184 с.
5. Західно-Бузьке басейнове управління водних ресурсів: [веб-сайт](#).
6. Вознюк Н.М. Оцінка придатності поверхневих вод р. Західний Буг і її приток для різних видів водокористування: Вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування (НУВГП). – Рівне, 2006. Вип. 1(33). – С. 3–8.
7. Вознюк С.Т., Вознюк Н.М. Характеристика і продуктивність ґрунтового покриву Західного Полісся України і суміжних Поліських територій: Вісник Львівського ун-ту. – Вип. 25. – Львів. – 1999. – С. 3–4.
8. Вознюк С.Т., Шаталов О.С., Вознюк Н.М. До питання оцінки можливого забруднення поверхневих вод Рівненщини і суміжних територій у зв'язку з властивостями ґрунтового покриву і землеробства: Вісник Рівненського державного університету – Вип. 4 (6). – Рівне, 2000. – с. 6-10.
9. Вознюк Н.М. Оцінка екологічного стану української частини басейну ріки Західний Буг : автореф. дис. канд. сіл.-госп. наук; Держ. агрокол. ун-т. – Житомир, 2006. – 19 с.
10. Вознюк Н.М. Землеробська діяльність як чинник транскордонного забруднення вод басейну р. Західний Буг : Вісник Рівненського держ. техн. ун-ту (РДТУ). – Рівне. – 2002. – Вип. 4 (17). – С. 132–138.

11. Верхів'я басейну ріки Західний Буг у контексті створення екологічної мережі Львівщини [http: веб-сайт.](#)
12. Янишин С. Природні умови як один з основних чинників формування гідрологічного і гідрохімічного режиму річок басейну Західного Бугу: Вісник Львівського нац. аграрного ун-ту. Сер.: Агрономія. – 2013. № 17(1). С. 93–100.
13. Каленіченко Л. Французький досвід управління водними ресурсами – приклад для України : Водне господарство України. – 2005. № 4. С. 40–42.
14. Закордонний досвід управління водними ресурсами на засадах басейнового принципу управління. *VIII Международная научно-практическая Интернет-конференция «Спецпроект: анализ научных исследований» (30–31 мая 2013г.): веб-сайт.*
15. Мокін В., Крижановський Є., Варчук І., Скорина Л. Створення і впровадження обласних геоінформаційних систем для моніторингу стану та управління водними ресурсами з використанням басейнового принципу: Водне господарство України. № 3. 2016. С. 39–45.
16. Мокін В., Гавриков Ю., Крижановський Є., Гавенко О., Коцюба Є. Досвід створення інформаційно-пошукових чичтем для забезпечення доступу населення до даних про водні ресурси: Водне господарство України. № 2. 2014. С. 23–27.
17. Гавриков Ю. План управління річковим басейном Південного Бугу – Європейський інструмент для досягнення цілей водної рамкової директиви: Водне господарство України. № 6. 2014. С. 6–11.
18. Куруленко С., Яценко І. Адаптація національної водної політики та законодавства до норм ЄС згідно з угодою про асоціацію між Україною та Європейським союзом: Водне господарство України. – №. – 2016. – С. 42–44.
19. Закорко О. Економічні інструменти регулювання водокористування та фінансування водогосподарської діяльності з урахуванням вимог Водної рамкової Директиви ЄС: Водне господарство України. № 1. 2016. С. 45–49.
20. Петрук А.М. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрямки у природоохоронній діяльності: Вісник

- Нац. ун-ту водного господарства та природокористування. Вип. 3(63). 2013. С. 24–34.
21. Цветкова Г., Будняк Т. Проблеми інтегрованого управління водними ресурсами: Водне господарство України. № 2. 2014. С. 22–25.
 22. Вербецька К.Ю. Екологічна оцінка стану басейнів річок Західної Грузії за вимогами Водної Рамкової Директиви ЄС (2000/60/ЄС): Вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування. Вип. 2(62), 2013. С. 134–142.
 23. Дубняк С.А. Пропозиції до концепції басейнового принципу управління як основи відтворення водних ресурсів та оздоровлення водних об'єктів: Проблеми ефективного використання водних ресурсів та меліорації земель (науково-практична конференція) : зб. тез. – К., 1996.
 24. Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau: [веб-сайт](#).
 25. Рекомендації щодо поліпшення екологічного стану прибережних територій дніпровських водосховищ / С.А. Дубняк, А.М. Сакевич, В.М. Тімченко та ін. – К. : КСП, 1999. С.182.
 26. Дубняк С.С., Дубняк С.А. Становлення басейнового принципу управління водними ресурсами України на основі екосистемних підходів: Наук. записки Тернопільського педун-ту. Серія «Біологія». Спецвипуск «Гідроекологія». 2005. № 3(26). С. 143–145.
 27. Дубняк С.С., Дубняк С.А. Оцінка стану і проблеми законодавчого регулювання водоохоронних зон водних об'єктів України : Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія : наук. зб. К. : ВГЛ “Обрії”, 2005. Т. 7. С. 25–39.
 28. Дубняк С.С. Засади еколого-гідрологічного моніторингу рівнинних водосховищ : Наук. пр. УкрНДГМІ. – Вип. 251. К. : Ніка-Центр, 2003. С. 77–83.
 29. Крис Беркс Планирование землепользования и некоторые экологические последствия на юго-востоке Англии: см. Вода, Управление территориями и устойчивое развитие (Eau, Aménagement du territoire et développement durable), акты коллоквиума Академии воды, Париж, 10.02-11.02, 2000. – 147 с.
 30. Басейнове управління водних ресурсів річок Прут та Сірет : [веб-сайт](#).

31. Голян В.А. Інституціональні передумови вдосконалення управління водогосподарською та водоохоронною діяльністю. *Екологічний менеджмент у загальній системі управління* : тези доповідей Десятої щорічної Всеукр. наук. конф. (Суми, 20–21 квітня 2010 року) / Відп. за вип. О. М. Теліженко. – Суми : СумДУ, 2010. Ч. 1. С. 56–59.
32. Голян В.А. Глобальні імперативи трансформації базисних інститутів водокористування: *Економіст*. 2009. № 10. С. 40–43.
33. Методичні рекомендації з питань інтегрованого управління водними ресурсами, збереження водно-болотного різноманіття, створення екомережі та органічного землеробства. – К. : Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2011. – 120 с.
34. Вода без кордонів. Вода та кліматична стабільність регіону / М. Кравчik [та ін.] ; пер. Н. Волошина [та ін.] ; інж. арх. Л. Мокрішова. – Кошiце : [б. в.], 2010. – 176 с.
35. Кулько А.В. Інтегроване управління водними ресурсами міжнародних водотоків: проблеми та перспективи механізмів міжнародно-правової регламентації: Наукові записки Інституту законодавства Верховної Ради України, 2013, № 4. С. 107.
36. Стародубцев В.М. Канівське водосховище – “Українська Венеція” чи екологічна загроза? – К. : ТОВ “Аграр Медіа Груп”, 2012. – 34 с.
37. Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення. К., 2006. 240 с. L: [веб-сайт](#).
38. Екологічні вимоги до правил експлуатації дніпровських водосховищ (наукові засади та проблеми) : В.М. Тімченко, О.П. Оксіюк, В.Д. Романенко та ін. К. : Ін-т гідробіології НАН України, 2002. – 36 с.
39. GWP Toolbox Integrated Water Resources Management // сайт “Глобального водного партнерства”. 2011: [веб-сайт](#).
40. Сташук А.В., Єременко І.О. Міжнародний досвід басейнового підходу та перспективи його застосування в Україні: Проблеми раціонального використання соціально-економічного та природно-ресурсного

- потенціалу регіону: фінансова політика та інвестиції : зб. наук. пр. – Вип. XVII. № 2. Київ, СЕУ ; Рівне, НУВГП, 2011. – С. 345–352.
41. Судук О.Ю. Вітчизняний та зарубіжний досвід розвитку системи управління водогосподарським комплексом: Вісник соціально-економічних досліджень : зб. наук. пр. ; за ред. М. І. Зверькова (гол. ред.) та ін. (ISSN 2313-4569.) – Одеса : Одеський нац. екон. ун-т, 2015. –Вип. 1. № 56. С. 268–275.
 42. Кирилюк О.В. Історія становлення басейнового підходу у географії та екологічному руслознавстві: Наук. записки Вінницького держ. пед. ун-ту ім. М. Коцюбинського. Серія: Географія. Вінниця, 2007. Вип. 14. С. 40–47.
 43. Хвесик М.А., Головинський І.Л., Яроцька О.В. Продуктивність водоресурсних джерел України: теорія і практика, монографія; К., 2007. 412 с.
 44. Артющенко О.В. Система басейнового управління водними ресурсами як складова організаційно-економічного механізму водокористування: Вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування. Економіка: зб. наук. пр. НУВГП. – Рівне, 2006. – Вип. 4(36), ч. 2. – С. 3–9.
 45. Вострікова Н.В. Аналіз стану законодавчої бази щодо інтегрованого управління водними ресурсами в Україні: Державне будівництво, 2014. № 1: [веб-сайт](#).
 46. Вострікова Н.В. Принципи та завдання удосконалення державного управління водними ресурсами в Україні. *Наукові розвідки з державного та муніципального управління*: зб. наук. пр. – К. : АМУ, 2014. № 2. С. 221–231.
 47. Кобенюк Г.В., Закорко О.П., Марушевський Г.Б. Збереження біорізноманіття, створення екомережі та інтегроване управління річковими басейнами: Посібник для вчителів і громадських природоохоронних організацій. К. : Wetlands International Black Sea Program, 2008. – 200 с.
 48. The Susquehanna River Basin Commission (SRBC) is an interstate agency that coordinates the management of water resources in the Susquehanna River: [веб-сайт](#).

49. TVA's overarching Environmental Policy is to produce clean, reliable and affordable power, support sustainable economic growth in the Tennessee Valley: [веб-сайт](#).
50. An overview of the Susquehanna River Basin Commission, the Compact, its history, and its mission: [веб-сайт](#).
51. Схема басейна Мюррей-Дарлинг: [веб-сайт](#).
52. Australian Government – Murray-Darling Basin Authority. Basin Plan across Queensland, New South Wales, Victoria, South Australia and the Australian Capital Territory: [веб-сайт](#).
53. Бабич М. Водогосподарський комплекс України, проблеми та шляхи вирішення : *Вода та довкілля* : матеріали науково-практичної конференції ГУ Міжнар. водного форуму “AQUA UKRAINE 2006”. К. : Міжнар. виставковий центр, 2006. С. 10–11.
54. Сташук В.А. Еколого-економічні основи басейнового управління водними ресурсами : ВАТ Вид-во “Зоря”, Дніпропетровськ 2006. – 480 с.
55. Камінська Т.В. Особливості управління водними ресурсами за басейновим принципом: *Економіфка* : збірник наукових праць, Рівне : НУВГП, 2011. № 3 (55). С. 116–120.
56. Залеський І.І., Михальчук М.А., Голомис А.В. До проблеми створення транскордонного управління басейном річки Західний Буг. *Вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування*. Вип. 2(62), 2013. С. 143–150.
57. Національна політика управління водними ресурсами України: [веб-сайт](#).
58. Сташук В. Основні напрямки поліпшення, збереження, відтворення та раціонального використання водних ресурсів: *Водне господарство України*. 2004. № 3–4. С. 5–9.
59. Тимошенко С., Пономаренко О. Управління водним господарством України: шляхи вдосконалення: *Водне господарство України*. 2004. № 5–6. С. 9–14.
60. Локтева Н.В. Державне управління в охороні та відтворенні водних ресурсів: [веб-сайт](#).

61. Перехід до басейнового принципу управління водними ресурсами в Одеській області: проблеми і перспективи: [веб-сайт](#).
62. Сташук В.А. Розвиток системи інтегрованого управління водними ресурсами України. *Водозабезпеченість України та основні проблеми: Вода та довкілля* : матеріали науково-практичної конференції IV Міжнародного водного форуму “AQUA UKRAINE – 2006” 3–6 жовтня 2006. Київ : Міжнародний виставковий центр, 2006. С. 9.
63. Дубняк С.С. Оцінка водного режиму і пропускної здатності верхньої ділянки Канівського водосховища в умовах інтенсивної урбанізації: *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія* : наук. зб. – К. : ВГЛ “Обрії”, 2004. Т. 6. С. 145–158.
64. Васенко О.Г., Лозанський В.Р. Система управління охороною вод у басейні Дніпра: Харків : УкрНДІЕП, 1999. – 123 с.
65. Хвесик М.А., Кирпач Г.М. Водні ресурси у промисловому комплексі України : НАН України, РВПС України, Київ 2004. – 56 с.
66. Хвесик М.А., Голян В.А., Хвесик Ю.М. Інституціональне середовище сталого водокористування в умовах ринкових відносин: національні та регіональні виміри : монографія : Книжкове вид-во НАУ, Київ 2005. – 180 с.
67. Хвесик М.А. Основні пріоритети державної політики в галузі раціонального використання охорони та відтворення водних ресурсів: *Регіональна економіка*. 2002. № 1. С. 184–197.
68. Хвесик М.А., Яроцька О.В. Управління водними ресурсами України : НАН України, РВПС України, Київ 2004. – 53 с.
69. Хвесик Ю. Досвід реалізації організаційно-економічного механізму управління природокористуванням в США: *Регіональна економіка*. 2001. № 1. С. 140–146.
70. Чередніченко Ю.Г. Пріоритетні напрями забезпечення відтворення водних ресурсів України в контексті світових проблем сталого розвитку: *Економіка природокористування і охорона довкілля* : зб. наук. пр. 2008. С. 216–220.

71. Яцик А. Поступ України до інтегрованого управління водними ресурсами: Вода та довкілля : матеріали науково-практичної конференції IV Міжнар. водного форуму “AQUA UKRAINE – 2006” 3–6 жовтня 2006 р. – К. : Міжнар. виставковий центр, 2006. – 288 с. – С. 12–14.
72. Яроцька О. В. Басейновий принцип – основа управління водними ресурсами. *Вода та довкілля* : матеріали науково-практичної конференції II Міжнар. Водного Форуму “АКВА Україна – 2004”. 21–23 вересня 2004 р. К. : СПД Коляда О. П., 2004. – С. 58–59.
73. Степова О.В. , Булавенко Р. В., Рома В. В. Аналіз стану поверхневих вод Полтавської області в контрольних створах. *Вісн. Полтав. держ. аграр. акад.* – 2012. – № 1. – С. 181–184.
74. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод : підручник. Київ: Ніка Центр. 2001. – 264с.
75. КНД 211.1.1.106-2003 “Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод”. – 154 с.
76. Річний звіт про діяльність Західно-Бузького басейнового управління водних ресурсів по комплексному використанню водних ресурсів в басейні р. Західний Буг за 2013 рік : *Волинське обласне управління водних ресурсів*. Луцьк, 2014. 127 с.
77. Мельнійчук М.М., Чир Н.В. Оцінка екологічного стану басейну річки Виживки. *Науковий вісник Волинського державного ун-ту ім. Лесі Українки*. 2007. № 2. С. 245–250.
78. Klímenko N.A., Liho E.A., Voznyuk N.N. State of surface waters monitoring in the Western Bug river basin. Матеріали VI міжнародної конференції Варшава, 2003. – с. 117–120.
79. Західний Буг – у ТОП-5 найбрудніших річок України: [веб-сайт](#).
80. Койнова І.Б. Геоекологічні наслідки роботи комунального господарства в басейні річки Західний Буг. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*, № 3–4, 2015. С. 96–102.

81. Bilyk G. , Koynova I. Impact of the municipal waste dumps on the ecosystem of the Western Bug river within Lviv district. *Problems of water protection in the Bug and Narew river catchments* : Monograph. – Warszawa, 2009. – P. 107–114.
82. Kojnowa I. Stan ekologiczny oraz wykorzystanie zasobyw wodnych Bugu Zachodniego. *Zlewni rzek Bugu i Narwi zasoby wodne i przyrodnicze* : Monografia. Warszawa, 2007. – P. 27–34.
83. Koynova I. , Rozhko I., Blazhko N. Ecological threats to the valley of the Bug river (Lviv region). *Natural Human Environment. Dangers, protection, education* : Monograph / edited by Kazimierz H. Dygus. Warszawa, 2012. P. 55–64.
84. Походження, властивості і склад господарсько-побутових стічних вод: [веб-сайт](#).
85. OECD Environmental Outlook to 2030: [веб-сайт](#).
86. Бабенко Т.В., Почта Ю.В. Системи водопостачання населених пунктів України . *Наук. вісник НГУ “Екологічна безпека. Охорона праці” № 2*, 2012. – С. 105–108.
87. Саблій Л.А., Жукова В.С. Сучасні біотехнології видалення азоту із стічних вод. *Вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування*: збірник наукових праць. Рівне, 2010. Вип. 1 (49) : Технічні науки. С. 25–31.
88. Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України: [веб-сайт](#).
89. Ваганов І.І., Маєвська І.В., Попович М.М. Інженерна геологія та охорона навколишнього середовища: Навчальний посібник. Вінниця: Вінницький національний технічний університет (ВНТУ), 2013. 267 с.
90. Нітратне забруднення джерел питної води в Україні: дослідження ВЕГО “МАМА–86” 2001–2008 роки. – Київ, 2009.
91. Коткова Т.М., Котков В.І., Селезньова Г.О. Моніторинг забруднення сполуками азоту річок Лугинського району Житомирської області. *Вісник ЖНАЕУ*. 2011. № 2, Т. 1. С. 106–112.
92. Важкі метали : [веб-сайт](#).

93. Линник Р.П. Комбіновані спектроскопічні методи визначення співіснуючих форм ванадію, феруму, кобальту та купруму в природних водах : автореф. дис. ... канд. хім. наук: 02.00.02 “Аналітична хімія”/ Київ : нац. ун-т ім. Тараса Шевченка, 2004. 17 с.
94. 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.
95. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. Київ: Вища шк., 2005. – 671 с.
96. Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 1976. № 48. P. 835–852.
97. Бляшина М.В., Саблій Л.А. Анаеробно-аеробний біореактор – параметри роботи при очищенні міських стічних вод. *Науковий вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування: зб. наук. праць*. Рівне, 2012. Вип. 4 (60). С. 95–100.
98. Саблій Л.А., Жукова В.С. Сучасні біотехнології видалення азоту із стічних вод. *Вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування: зб. наук. пр.* Рівне, 2010. Вип. 1 (49) : Технічні науки. С. 25–31.
99. Prakasam T.B.S., Loehr R.C. Microbial nitrification and denitrification in concentrated wastes. *Journal - Water Research*. 1972. № 6. P. 859–869.
100. Hawkins S., Robinson K., Layton A., Sayler G. Limited impact of free ammonia on *Nitrobacter* spp. Inhibition assessed by chemical and molecular techniques. *Bioresource Technology*. 2010. № 101. P. 4513–4519.
101. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams / S.W.H. Van Hulle et al. : *Chemical Engineering Journal*. 2010. № 162. p. 1–20.
102. Influence of temperature and pH on the kinetics of the SHARON nitritation process / S.W.H. Van Hulle, E.I.P. Volcke, J. Luyez Teruel, B. Donckels, M.

- C. M. van Loosdrecht, P. A. Vanrolleghem. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. 2007. – № 82. – P. 471–480.
103. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater / C. Hellings, A. Schellen, J. W. Mulder, M. C. M. van Loosdrecht, J. J. Heijnen. *Water Science & Technology*. 1998. № 37. P. 135–142.
104. High nitrification rate at low pH in a fluidized bed reactor with chalk as the biofilm carrier / S. Tarre, M. Beliaevski, N. Denekamp, A. Gieseke, D. de Beer, M. Green. *Water Science & Technology*. 2004. № 49 (11–12). P. 99–105.
105. Khin T., Annachhatre A.P. Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology Advances*. 2004. № 225. p. 19–532.
106. Кримець Г.В., Астрелін І.М., Федоров О.С. Очистка стічних вод від фосфоровмісних політантів. *Праці Одеського політехнічного ун-ту*, 2013. Вип. 3(42). 2013. С. 278–280.
107. Andrusyshyna I. M. Oberezhno – fosfaty (Beware of phosphates). *Voda i vodoochisnye tekhnologii. Nauchno-prakticheskiy Journal. Water and Water Treatment Technologies. Scientific and Practical Journal*. № 5(65). 2012. P. 4–9.
108. Козар М.Ю., Саблій Л.А. Ефективність біологічного видалення сполук фосфору із стічних вод в різних кисневих умовах. *Журнал “Енергетика: економіка, технології, екологія”*. 2012. № 2. С. 104–108.
109. Методика розрахунку коефіцієнта забрудненості природних вод: КНД 211.1.1.106-2003 Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів) / Затв. наказом Міністра екології та природних ресурсів України № 89-М від 4 червня 2003 р. К., 2003. С. 25–30.
110. Мальований М.С., Голодовська О.Я., Ковальчук О.З., Петрушка І.М. Проблемы регионального мониторинга окружающей среды. *Международный журнал «Устойчивое развитие» – Варна*, 2013. № 11. С.145-152.
111. Voytsikhovska A., Malovanyu M., Golodovska O. Adsorption of polluted effluent on natural sorbent. *Process Integration and Modeling Chromatography Processes Research and application of new technologies in*

wastewater treatment and municipal solid waste disposal in Ukraine, Sweden and Poland. 2009. С. 93-95.

112. Мальований М.С., Большаніна С.Б., Дудченко В.Д., Голодовська О.Я. Дослідження ізотерми адсорбції іонів Fe^{2+} на природних глинистих мінералах Сумської області. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2006. № 6. С. 69–72.
113. Ковальчук О.З., Чайка О.Г., Голодовська О.Я. Моніторинг якості поверхневих вод Львівської області. *Вісник Національного університету "Львівська політехніка"*. 2008. № 609. С. 246–249.
114. Ковальчук О.З., Чайка О.Г., Голодовська О.Я. Передумови створення регіональної системи моніторингу довкілля. *Вісник Національного університету "Львівська політехніка"*. 2008. № 609. С. 241–245.
115. Голодовська О.Я., Ковальчук О.З. Спостереження за станом поверхневих вод основних річкових басейнів Львівської області. *Вісник Національного університету "Львівська політехніка"*. 2009. № 644. С. 206–209.
116. Мальований М.С., Голодовська О.Я., Ковальчук О.З. Моніторинг якості поверхневих вод у басейні Західного Бугу. *Природно-ресурсний потенціал збалансованого (сталого) розвитку України: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції 19–20 квітня 2011 р. Київ, 2011. С. 359–362.*
117. Мальований М.С., Голодовська О.Я., Петрушка І.М. Моніторинг забруднення ґрунтів на території басейну річки Рати у Львівській області. *IV Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю: Збірник наукових статей*. Вінниця, 25–27 вересня 2013. С. 253–254.
118. Голодовська О. Я., Мальований М. С., Акбарпур Д. Комплексна оцінка якості води на території басейну річки Західний Буг у межах Львівської області. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання: матеріали шістнадцятої міжнародної науково-практичної конференції*. 25–26 травня 2017 р. Львів. НУ ЛП, 2017. С. 9–10.

119. Мальований М. С., Голодовська О. Я., Акбарпур Д. Моніторинг забруднення ґрунтів на території басейну Західного Бугу у Львівській області. *Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції*. Збірник наукових праць Всеукраїнської науково-практичної конференції. 21 квітня 2017 р. Харків: Харків. держ. наук. б-ка ім. В.Г.Короленка, 2017.С. 3–7.
120. Голодовська О., Мельник К. Якість поверхневих вод у басейні Західного Бугу / *SDEV'2018*: матеріали міжнародного наукового симпозіуму. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С. 157–158.
121. Гомеля М.Д. Створення нових ресурсозберігаючих технологій кондиціонування та очищення води для промислових систем водокористування : дис. д-ра техн. наук : 21.06.01 / Київ, 2003. 446 с.
122. Інтенсифікація вод промислово-урбаністичних центрів. ІКХХВ ім. А.В. Думанського / Н.А. Мешкова-Клименко, С. М. Епоян, М. Д. Гомеля, В.І. Нездоймінов, В.М. Чернишев, В.І. Кашковський, А.О. Кавіцька, С.К. Смолін, В.О. Євдокименко. Київ : ТОВ “Ексклюзив” 2013. 239 с.
123. Kin T. *Materials Science of Syntetic Membranes* ACS. Washington, 1985. P. 365–405.
124. Basta N. Use electrolytic membranes for waste recovery. *Chem. eng.*, 1986. 93, № 5. P. 42–43.
125. Шаблій Т.О. Вилучення іонів міді з води теплообмінних циркуляційних систем. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. – 2010. – Т. 3., № 8 (45). – С. 10–13.
126. Филипчук В.Л. Очищення багатоконпонентних металоміщуючих стічних вод промислових підприємств : монографія. Рівне : УДУВГП, 2004. – 232 с.
127. Спосіб очищення сульфідних стоків: патент 117967 Україна : МПК C02F 1/74. № u201701911; заявл. 27.02.2017; опубл. 10.07.2017, Бюл. № 13.
128. Ріпак Н.С., Голодовська О.Я., Шибанова А.М. Утилізація та знешкодження сірколужних стоків. *SDEV'2018*: матеріали міжнародного наукового симпозіуму. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С. 159–162.

129. Ріпак Н.С., Голодовська О.Я. Шляхи утилізації та знешкодження сірковмісних стоків. *Сталий розвиток - погляд у майбутнє*: збірник матеріалів семінару. Львів, 15 вересня 2017 р. 2017. С.45.
130. Спосіб очищення стічних вод від прямих барвників: патент 118692 Україна: МПК С02F 1/28. № u201700842; заявл. 30.01.2017; опубл. 28.08.2017, Бюл. № 16.
131. Adsorption of polluted effluent on natural sorbent / M. Malovanyu, and oth. *Process Integration and Modeling Chromatography Processes: 27–29 September 2004.* – Rzeszow-Boguchwala. – 2004. – P. 169–171.
132. Мальований М.С., Голодовська О.Я., Ковальчук О.З. Спостереження за станом поверхневої води річки Рати басейну Західного Бугу. *Щомісячний журнал «Сільський господар»*: науково-виробничі, інформаційні, практичні поради, реклама та оголошення. 2012. – № 1. – С. 2–4.
133. Спосіб очищення стічних вод виробництв харчових олій: патент 111389 Україна: МПК С02F 1/72. № u201604547; заявл. 25.04.2016; опубл. 10.11.2016, Бюл. № 21.
134. Мальований М.С., Крусір Г.В., Голодовська О.Я., Масікевич А.Ю. Reagent purification of the processing industry enterprises effluents. / *Харчова наука і технологія*. 2018. – 12(3), Volume 12 Issue 3/ 2018. – С. 109–116.
135. Захарченко М.А., Рижикова І.А., Рижикова М.М. Заходи по зменшенню антропогенного забруднення малих річок. *Наук.-техн. зб. “Коммунальное хозяйство городов”*. – К. : Техніка, 2010. – Вып. 93 – С. 380
136. The Buffer Handbook: “A Guide to Creating Vegetated Buffers for Lakefront Properties” Developed by Phoebe Hardesty, Androscoggin Valley Soil and Water Conservation District and Cynthia Kuhns, Lake and Watershed Resource Management Associates, with funding provided by the U.S. EPA and Maine DEP. 1998.

ДОДАТКИ

Додаток А

Дані моніторингу якості води на контрольних створах Західного Бугу

Назва показника забруднення	Середні концентрації (мг/дм ³)		Максимальна концентрація (мг/дм ³)		Мінімальна концентрація (мг/дм ³)		ГДК
	2014	2015	2014	2015	2014	2015	
1	2	3	4	5	6	7	8
<u>Контрольний створ 1. р. Полтва – с. Кам'янопіль</u>							
ХСК	90,70	77,60	104,00	95,80	54,20	47,90	30
БСК ₅	37,33	35,98	45,30	42,50	29,60	25,20	3
Іон амонію	7,60	5,21	10,35	8,90	3,16	3,91	0,5
Нітрати	4,01	4,96	7,40	7,85	1,40	1,50	40
Фосфати	2,25	1,93	2,93	2,81	1,86	1,24	0,7
Розчинений кисень	1,80	2,01	2,80	3,60	1,40	1,04	4
Залізо загальне	0,23	0,37	0,36	0,44	0,10	0,22	0,05
<u>Контрольний створ 2. р. Західний Буг – м. Кам'янка-Бузька</u>							
ХСК	16,68	16,99	17,10	17,49	16,22	15,90	
БСК ₅	4,36	4,16	4,42	4,46	4,31	3,60	3
Іон амонію	2,63	2,88	2,73	3,53	2,40	2,08	0,5
Нітрати	15,64	11,33	23,30	18,05	8,50	1,60	40
Фосфати	1,73	1,38	1,96	1,98	1,58	0,64	0,7
Розчинений кисень	5,33	5,79	5,56	6,16	5,12	5,50	4
Залізо загальне	0,29	0,24	0,35	0,33	0,20	0,15	0,05
<u>Контрольний створ 3. р. Західний Буг – Добротвірське водосховище</u>							
ХСК	16,21	16,24	16,95	16,80	15,40	15,70	30
БСК ₅	4,11	3,97	4,15	5,24	4,08	3,15	3
Іон амонію	1,06	1,51	2,13	2,10	0,23	0,95	0,5
Нітрати	11,03	10,54	20,65	14,25	0,82	7,70	40
Фосфати	1,38	1,39	1,50	1,50	1,28	1,25	0,7
1	2	3	4	5	6	7	8
Розчинений кисень	5,69	7,23	6,20	8,90	5,28	5,52	4

Залізо загальне	0,22	0,18	0,28	0,25	0,13	0,12	0,05
<u>Контрольний створ 4. р. Рата – смт Великі Мости</u>							
ХСК	10,78	12,25	11,00	13,50	10,50	11,20	30
БСК ₅	2,23	2,16	2,64	2,32	1,92	1,96	3
Іон амонію	0,41	0,13	0,85	0,17	0,16	0,04	0,5
Нітрати	4,63	6,39	5,90	9,60	3,40	4,25	40
Фосфати	0,25	0,33	0,49	0,40	0,06	0,18	0,7
Розчинений кисень	7,66	8,68	8,80	8,96	7,04	8,16	4
Залізо загальне	0,36	0,42	0,55	0,68	0,10	0,25	0,05
<u>Контрольний створ 5. р. Західний Буг – м. Сокаль</u>							
ХСК	15,77	15,53	16,85	16,10	14,50	15,20	30
БСК ₅	3,96	4,12	4,31	4,20	3,50	4,00	3
Іон амонію	1,04	0,97	1,65	1,34	0,29	0,63	0,5
Нітрати	12,73	8,51	16,10	15,40	9,85	5,15	40
Фосфати	1,21	1,44	2,16	1,89	0,74	0,89	0,7
Розчинений кисень	6,23	6,59	7,34	7,28	5,00	6,10	4
Залізо загальне	0,35	0,29	0,45	0,39	0,20	0,17	0,05
<u>Контрольний створ 6. р. Західний Буг – с. Старгород</u>							
ХСК	14,67	16,07	17,20	16,78	12,50	15,50	30
БСК ₅	3,51	4,30	4,10	4,56	2,88	3,92	3
Іон амонію	1,01	1,50	1,23	1,74	0,67	1,16	0,5
Нітрати	9,69	10,40	14,75	15,95	3,30	6,70	40
Фосфати	1,33	1,49	2,14	1,78	0,65	0,90	0,7
Розчинений кисень	6,93	6,12	8,12	6,80	5,90	5,12	4
Залізо загальне	0,34	0,32	0,50	0,39	0,20	0,20	0,05

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”
Випробувальна лабораторія “ЕКОХІМСЕРТ”
(НДЛ-113)

Свідоцтво про атестацію № РЛ 198/15	79013, м. Львів, вул. Ст. Бандери, 12
Видане ДП «Львівстандартметрологія»	Тел.(032)258-24-53
Чинне до 30 грудня 2018 року	Факс(032)258-24-53
	E-mail: ekochimsert@polynet.lviv.ua



ЗАТВЕРДЖУЮ
 Директор з наукової роботи
 Національного університету
 “Львівська Політехніка”
 Н.І.Чухрай
 2018 р.

ПРОТОКОЛ ВИПРОБУВАНЬ № 005

від 15 березня 2018 р.

1 Об'єкти випробувань і реєстраційний(і) номер(и): Проби зворотних вод на випусках Львівських КОС та поверхневих вод в річках Полтва і Західний Буг:

№ 039, Проба № 1 – Випуск КОС-1

№ 040, Проба № 2 – Випуск КОС-2

2 Замовник: Львівське міське комунальне підприємство «Львівводоканал», договір № 835/01-292

3 Зразки відібрані представником: Замовника

4 Умови довкілля при проведенні випробувань: відповідають вимогам ДСН 3.3.6.042-99

5 Результати випробувань:

Назва показників	Об'єкти випробувань		НД на методи випробувань
	Проба № 1	Проба № 2	
Показник концентрації водневих іонів, од. рН	7,55	7,4	Унифицированные методы исследования качества вод. М., 1987 г.- Частина I, том I, с. 249
Залізо загальне, мг/дм ³	1,6	0,32	КНД 211.1.4.040-95
Фосфати (PO ₄ ³⁻), мг/дм ³	0,34	6,9	КНД 211.1.4.043-95
Азот амонійний, мг/дм ³	17,47	4,76	КНД 211.1.4.030-95
Азот нітритний, мг/дм ³	0,09	0,36	КНД 211.1.4.023-95
Азот нітратний, мг/дм ³	0,85	5,15	КНД 211.1.4.027-95
Азот загальний (N), мг/дм ³	18,93	10,85	КНД 211.1.4.031-95
БСК-5, мг O ₂ /дм ³	47	31	КНД 211.1.4.024-95
ХСК, мг O/дм ³	78	79	КНД 211.1.4.021-95

6 Результати випробувань стосуються лише зразків, що випробувались

7 Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії «ЕКОХІМСЕРТ»(НДЛ-113)

**Науковий керівник
ВЛ «ЕКОХІМСЕРТ» (НДЛ-113)**

Відповідальні виконавці



Мальований М.С.

Дедик Л.М.

Мараховська С.Б.

Голодовська О.Я.

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”
Випробувальна лабораторія “ЕКОХІМСЕРТ”
(НДЛ-113)

Свідоцтво про атестацію № РЛ 198/15
Видане ДП «Львівстандартметрологія»
Чинне до 30 грудня 2018 року

79013, м. Львів, вул. Ст. Бандери, 12
Тел.(032)258-24-53
Факс(032)258-24-53
E-mail: ekochimsert@polynet.lviv.ua



ЗАТВЕРДЖУЮ
Проректор з наукової роботи
Національного університету
“Львівська політехніка”

Н.І.Чухрай

2018 р.

ПРОТОКОЛ ВИПРОБУВАНЬ № 006
від 15 березня 2018 р.

1 Об'єкти випробувань і реєстраційний(і) номер(и): Проби зворотних вод на випусках Львівських КОС та поверхневих вод в річках Полтва і Західний Буг:

№ 041, Проба № 3 – р. Полтва, 500 м

№ 042, Проба № 4 – р. Полтва, с. Кам'янопіль

№ 043, Проба № 5 – р. Полтва до м. Буськ

№ 044, Проба № 6 – гирло р. Полтви

2 Замовник: Львівське міське комунальне підприємство «Львівводоканал», договір № 835/01-292

3 Зразки відібрані представником: Замовника

4 Умови довкілля при проведенні випробувань: відповідають вимогам

ДСН 3.3.6.042-99

Сторінка 1
Всього сторінок 2

5 Результати випробувань:

Назва показників	Об'єкти випробувань				НД на методи випробувань
	Проба № 3	Проба № 4	Проба № 5	Проба № 6	
Показник концентрації водневих іонів, од. рН	7,5	7,5	7,5	7,6	Унифицированные методы исследования качества вод. М., 1987 г.- Частина I, том 1, с. 249
Залізо загальне, мг/дм ³	0,28	0,48	0,23	0,41	КНД 211.1.4.040-95
Фосфати (PO ₄ ³⁻), мг/дм ³	8,1	5,8	3,8	3,4	КНД 211.1.4.043-95
Азот амонійний, мг/дм ³	8,03	3,51	4,06	4,13	КНД 211.1.4.030-95
Азот нітритний, мг/дм ³	0,28	0,69	0,30	0,33	КНД 211.1.4.023-95
Азот нітратний, мг/дм ³	2,81	0,62	0,87	1,91	КНД 211.1.4.027-95
Азот загальний (N), мг/дм ³	11,82	5,53	5,91	7,14	КНД 211.1.4.031-95
БСК-5, мг O ₂ /дм ³	36	32	12	13	КНД 211.1.4.024-95
ХСК, мг O/дм ³	63	61	48	49	КНД 211.1.4.021-95

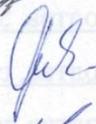
6 Результати випробувань стосуються лише зразків, що випробовувалися

7 Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії "ЕКОХІМСЕРТ"(НДЛ-113)

Науковий керівник
ВЛ «ЕКОХІМСЕРТ» (НДЛ-113)


Мальований М.С.

Відповідальні виконавці


Дедик Л.М.


Мараховська С.Б.


Голодовська О.Я.

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”
Випробувальна лабораторія “ЕКОХІМСЕРТ”
(НДЛ-113)

Свідоцтво про атестацію № РЛ 198/15
 Видане ДП «Львівстандартметрологія»
 Чинне до 30 грудня 2018 року

79013, м. Львів, вул. Ст. Бандери, 12
 Тел.(032)258-24-53
 Факс(032)258-24-53
 E-mail: ekochimsert@polynet.lviv.ua



Проректор з наукової роботи
 Національного університету
 “Львівська політехніка”

Н.І.Чухрай
 2018 р.

ПРОТОКОЛ ВИПРОБУВАНЬ № 007
 від 15 березня 2018 р.

1 Об'єкти випробувань і реєстраційний(і) номер(и): Проби зворотних вод на випусках Львівських КОС та поверхневих вод в річках Полтва і Західний Буг:

№ 045, Проба № 7 – р. Західний Буг до гирла р. Полтва

№ 046, Проба № 8 – р. Західний Буг після гирла р. Полтва

2 Замовник: Львівське міське комунальне підприємство «Львівводоканал», договір № 835/01-292

3 Зразки відібрані представником: Замовника

4 Умови доквілля при проведенні випробувань: відповідають вимогам ДСН 3.3.6.042-99

5 Результати випробувань:

Назва показників	Об'єкти випробувань		НД на методи випробувань
	Проба № 7	Проба № 8	
Показник концентрації водневих іонів, од. рН	7,8	7,5	Унифицированные методы исследования качества вод. М., 1987 г.- Частина I, том I, с. 249
Залізо загальне, мг/дм ³	0,25	0,69	КНД 211.1.4.040-95
Фосфати (PO ₄ ³⁻), мг/дм ³	1,6	3,3	КНД 211.1.4.043-95
Азот амонійний, мг/дм ³	0,48	3,51	КНД 211.1.4.030-95
Азот нітритний, мг/дм ³	0,06	0,20	КНД 211.1.4.023-95
Азот нітратний, мг/дм ³	1,54	1,68	КНД 211.1.4.027-95
Азот загальний (N), мг/дм ³	3,31	6,28	КНД 211.1.4.031-95
БСК-5, мг O ₂ /дм ³	3	6	КНД 211.1.4.024-95
ХСК, мг O/дм ³	8	20	КНД 211.1.4.021-95

6 Результати випробувань стосуються лише зразків, що випробовувались

7 Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії «ЕКОХІМСЕРТ»(НДЛ-113)

**Науковий керівник
ВЛ «ЕКОХІМСЕРТ» (НДЛ-113)**


Мальований М.С.

Відповідальні виконавці


Дедик Л.М.


Мараховська С.Б.


Голодовська О.Я.

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”
Випробувальна лабораторія “ЕКОХІМСЕРТ”
(НДЛ-113)

Свідоцтво про атестацію № РЛ 198/15
 Видане ДП «Львівстандартметрологія»
 Чинне до 30 грудня 2018 року

79013, м. Львів, вул. Ст. Бандери, 12
 Тел.(032)258-24-53
 Факс(032)258-24-53
 E-mail: ekochimsert@polynet.lviv.ua

№ проби	Результат	Примітки
12	12	
13	13	
14	14	
15	15	
16	16	
17	17	
18	18	
19	19	
20	20	
21	21	
22	22	
23	23	
24	24	
25	25	
26	26	
27	27	
28	28	
29	29	
30	30	

ЗАТВЕРДЖУЮ
 Проректор з наукової роботи
 Національного університету
 Львівська політехніка”
 Н.І.Чухрай
 2018 р.

ПРОТОКОЛ ВИПРОБУВАНЬ № 011

від 15 березня 2018 р.

- 1 Об'єкти випробувань і реєстраційний(і) номер(и):** Проби зворотних вод на випусках Львівських КОС та поверхневих вод в річках Полтва і Західний Буг: № 050, Проба № 12 – р. Західний Буг, м. Червоноград
- 2 Замовник:** Львівське міське комунальне підприємство «Львівводоканал», договір № 835/01-292
- 3 Зразки відібрані представником:** Замовника
- 4 Умови доквілля при проведенні випробувань:** відповідають вимогам ДСН 3.3.6.042-99

Сторінка 1
 Всього сторінок 2

5 Результати випробувань:

Назва показників	Об'єкти випробувань	НД на методи випробувань
	Проба № 12	
Показник концентрації водневих іонів, од. рН	7,65	Унифицированные методы исследования качества вод. М., 1987 г.- Частина I, том 1, с. 249
Залізо загальне, мг/дм ³	0,25	КНД 211.1.4.040-95
Фосфати (PO ₄ ³⁻), мг/дм ³	2,4	КНД 211.1.4.043-95
Азот амонійний, мг/дм ³	1,40	КНД 211.1.4.030-95
Азот нітритний, мг/дм ³	0,07	КНД 211.1.4.023-95
Азот нітратний, мг/дм ³	1,59	КНД 211.1.4.027-95
Азот загальний (N), мг/дм ³	4,98	КНД 211.1.4.031-95
БСК-5, мг O ₂ /дм ³	2	КНД 211.1.4.024-95
ХСК, мг O/дм ³	12	КНД 211.1.4.021-95

6 Результати випробувань стосуються лише зразків, що випробовувались

7 Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії «ЕКОХІМСЕРТ»(НДЛ-113)

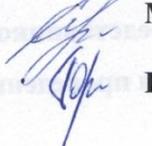
**Науковий керівник
ВЛ «ЕКОХІМСЕРТ» (НДЛ-113)**


Мальований М.С.

Відповідальні виконавці


Дедик Л.М.


Мараховська С.Б.


Голодовська О.Я.

5 Результати випробувань:

Назва показників	Об'єкти випробувань	НД на методи випробувань
	Проба № 14	
Показник концентрації водневих іонів, од. рН	7,6	Унифицированные методы исследования качества вод. М., 1987 г.- Частина I, том I, с. 249
Залізо загальне, мг/дм ³	0,23	КНД 211.1.4.040-95
Фосфати (PO ₄ ³⁻), мг/дм ³	3,8	КНД 211.1.4.043-95
Азот амонійний, мг/дм ³	1,25	КНД 211.1.4.030-95
Азот нітритний, мг/дм ³	0,06	КНД 211.1.4.023-95
Азот нітратний, мг/дм ³	2,14	КНД 211.1.4.027-95
Азот загальний (N), мг/дм ³	4,99	КНД 211.1.4.031-95
БСК-5, мг O ₂ /дм ³	3	КНД 211.1.4.024-95
ХСК, мг O/дм ³	13	КНД 211.1.4.021-95

6 Результати випробувань стосуються лише зразків, що випробовувались

7 Цей протокол випробувань не може бути відтворений, тиражований, частково розмножений і розповсюджений як офіційний документ без дозволу випробувальної лабораторії "ЕКОХІМСЕРТ"(НДЛ-113)

**Науковий керівник
ВЛ «ЕКОХІМСЕРТ» (НДЛ-113)**

Мальований М.С.

Відповідальні виконавці

Дедик Л.М.

Мараховська С.Б.

Голодовська О.Я.

Результати досліджень якості води р. Рата (дата відбору проб 16.05.2016 р.)

№	Показник	Один. вимірювання	Проба №1 с. Борове	Проба №2 виїзд з м. Рава-Руська	Проба №3 с. Пристань	ГДК
1	Колір		без коль.	жовтувата	жовтувата	
2	Запах	бал	0	0	0	
3	pH	мг/дм ³	6,65	6,75	6,81	6,5-8,5
4	Кальцій	мг/дм ³	96,19	96,19	100,2	180
5	Гідрокарбон.	мг/дм ³	250,1	256,2	250,1	
6	Сульфати	мг/дм ³	30,45	52,26	51,64	500
7	Хлориди	мг/дм ³	14,18	17,72	17,72	350
8	Магній	мг/дм ³	3,65	4,86	6,08	40
9	Завислі реч.	мг/дм ³	9,8	16,3	19,6	1000
10	Азот амон.	мг/дм ³	0,20	0,15	0,31	0.39
11	Нітриди	мг/дм ³	0,021	0,091	0,106	3,3
12	Нітрати	мг/дм ³	11,509	8,624	6,152	45
13	Фосфати	мг/дм ³	0,24	0,345	0,246	3,5
14	Залізо заг.	мг/дм ³	0,647	0,90	1,57	0,3
15	Мінералізація	мг/дм ³	394,57	427,23	425,74	не нор.
16	Хром	мг/дм ³	0,0017	0,0047	0,0061	0.001
17	Мідь	мг/дм ³	0,0048	0,0053	0,0037	0.001
18	Свинець	мг/дм ³	0,0247	0,0210	0,0128	0,1
19	Марганець	мг/дм ³	0,0681	0,0683	0,0951	0,01
20	Нікель	мг/дм ³	0,0075	0,0085	0,0125	0,01
21	Кадмій	мг/дм ³	0,0031	0,0032	0,0046	0,005
22	Цинк	мг/дм ³	0,0163	0,0122	0,0119	0,01

Результати досліджень ґрунту біля р. Рати (дата відбору проб 16.05.2016 р.)

№	Показник	Один. вимірювання	Проба №1 с. Борове	Проба №2 виїзд з м. Рава-Руська	Проба №3 с. Пристань	ГДК
1	pH	мг/кг	7,71	6,04	6,1	
2	Залізо	мг/кг	68,01	13,07	99,29	
3	Кадмій	мг/кг	0,12	0,004	0,27	0,5
4	Мідь	мг/кг	1,08	0,13	0,28	3
5	Нікель	мг/кг	0,56	0,0012	0,81	4
6	Свинець	мг/кг	3,95	3,24	1,14	6
7	Марганець	мг/кг	0,36	0,54	1,05	6
8	Цинк	мг/кг	2,5	1,91	2,02	23

Результати досліджень якості води р. Рата (дата відбору проб 16.05.2017)

№	Показник	Один. вимірювання	Проба №4 смт В. Мости	Проба №5 с. Сілець	Проба №6 гирло р. Рата	ГДК
1	Колір		жовтувата	жовтувата	жовтувата	
2	Запах	бал	0	0	0	
3	рН	мг/дм ³	6,86	7,08	6,99	6,5–8,5
4	Кальцій	мг/дм ³	92,18	92,18	86,17	180
5	Гідрокарбонати	мг/дм ³	280,6	274,5	262,3	
6	Сульфати	мг/дм ³	41,15	38,68	54,52	500
7	Хлориди	мг/дм ³	21,27	17,72	24,81	350
8	Магній	мг/дм ³	14,59	13,37	21,88	40
9	Завислі речов.	мг/дм ³	18,5	20,3	25,6	1000
10	Азот амонійний	мг/дм ³	0,32	0,17	0,495	0,39
11	Нітрити	мг/дм ³	0,10	0,112	0,124	3,3
12	Нітрати	мг/дм ³	4,09	5,53	5,74	45
13	Фосфати	мг/дм ³	0,358	0,37	0,37	3,5
14	Залізо заг.	мг/дм ³	1,05	1,21	0,98	0,3
15	Мінералізація	мг/дм ³	449,79	436,45	449,68	–
16	Хром	мг/дм ³	0,0049	0,0070	0,0051	0.001
17	Мідь	мг/дм ³	0,0028	0,0030	0,0023	0.001
18	Свинець	мг/дм ³	0,0096	0,0007	0,0223	0,1
19	Марганець	мг/дм ³	0,1063	0,1283	0,2369	0,01
20	Нікель	мг/дм ³	0,0125	0,0149	0,0139	0,01
21	Кадмій	мг/дм ³	0,0042	0,0046	0,0050	0,005
22	Цинк	мг/дм ³	0,0067	0,0085	0,0108	0,01

Результати досліджень ґрунту біля р. Рати (дата відбору проб 16.05.2017 р.)

№	Показник	Один. вимірювання	Проба №4 смт В. Мости	Проба №5 с. Сілець, р. Рата	Проба №6 гирло р. Рата	ГДК
1	рН	мг/кг	7,12	7,83	7,7	–
2	Залізо	мг/кг	20,03	87,85	16,76	–
3	Кадмій	мг/кг	0,21	0,28	0,45	0,5
4	Мідь	мг/кг	0,29	0,65	0,51	3
5	Нікель	мг/кг	6,43	0,82	0,29	4
6	Свинець	мг/кг	0,13	2,82	1,62	6
7	Хром	мг/кг	0,83	1,11	1,28	6
8	Марганець	мг/кг	1,62	3,3	3,06	23

Наукове online-видання

**БАСЕЙНОВИЙ ПРИНЦИП
УПРАВЛІННЯ
ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ
ЗАХІДНОГО БУГУ**
(на прикладі Львівської області)

Монографія

*Укладачі: Олена Голодовська, Марія Руда,
Ігор Петрушка, Мирослав Мальований*

Головний редактор Online-видання
Художній редактор Online-видання

Яніна Яроченко
Ліє Гудзик

Цитування:

Басейновий принцип управління екологічною безпекою Західного Бугу (на прикладі Львівської області) : монографія / Укл.: О. Голодовська, М. Руда, І. Петрушка, М. Мальований — Електрон. дан. — Київ: Яроченко Я. В., 2024. — 142 с. : рис., табл. — on-line. — Режим доступу: <https://liegudzyk.com/baseynovy-pryntsyup-upravlinnya-ekolohichnoyu-bezpekoyu-zakhidnoho-buhu-2024>



Видавець: Яроченко Яніна Володимирівна
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК 6692 від 21.03.2019
lie.gudzyk@gmail.com / +38 093 923 1410 / Viber & Telegram
Lie Gudzyk Studio® / <https://liegudzyk.com/online-publishing>



**Голодовська
Олена Ярославівна**

кандидат технічних наук, асистент
кафедри екологічної безпеки та
природоохоронної діяльності
Національного університету
«Львівська політехніка» Інституту сталого
розвитку ім. В'ячеслава Чорновола



**Руда
Марія Віталіївна**

кандидат технічних наук,
доцент кафедри екологічної безпеки та
природоохоронної діяльності Інституту
сталого розвитку ім. В. Чорновола
Національного університету
«Львівська політехніка»



**Петрушка
Ігор Михайлович**

доктор технічних наук,
професор, завідувач кафедри
екологічної безпеки та
природоохоронної діяльності
Національного університету
«Львівська політехніка»



**Мальований
Мирослав Степанович**

доктор технічних наук, професор,
завідувач кафедри екології та
збалансованого природокористування
Інституту екології, природоохоронної
діяльності та туризму ім. В'ячеслава
Чорновола Національного університету
«Львівська політехніка»