

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЧЕРНІВЕЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ЮРІЯ ФЕДЬКОВИЧА

Географічний факультет
кафедра географії України та регіоналістики

ДИFUЗНІ ТА ТОЧКОВІ ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ
РІЧКИ ПРУТ

(на прикладі ділянки в межах м. Чернівці)

Кваліфікаційна робота

Рівень вищої освіти – другий (магістерський)

Виконав:

студент VI курсу 617 групи

Габаковський Богдан Юрійович

Керівник:

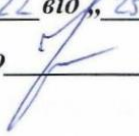
кандидат географічних наук,

доцент **Николаєв А. М.**

До захисту допущено:

Протокол засідання кафедри

Протокол № 22 від „25” 11 2024 р.

Зав. кафедрою  *проф. Костащук І.І.*

Чернівці – 2024

Габаковський Богдан Юрійович

Здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти

галузі знань 10 – Природничі науки, спеціальності 103 – Науки про Землю, ОПП «Гідрологія» кафедри географії України та регіоналістики Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича, м. Чернівці, Україна

**ДИFUЗНІ ТА ТОЧКОВІ ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ РІЧКИ ПРУТ
(на прикладі ділянки в межах м. Чернівці)**

Анотація. Розглянуто науково-методичні основи дослідження дифузних джерел забруднення водних об'єктів. Розглянуто типізацію дифузних джерел, напрямки їх впливу на водні об'єкти за типами господарської діяльності. Розкрито способи ідентифікації джерел дифузного забруднення і методи моніторингу їх впливу.

Розроблена і апробована методика ідентифікації джерел дифузного забруднення річок за результатами стандартних спостережень за хімічним складом води. Розглянута можливість ідентифікації дифузних джерел за характером залежності концентрації хімічної речовини від водності та за розрахунком гідрохімічного балансу.

Ключові слова: водозбірний басейн, атмосферні опади, точкові і дифузні джерела забруднення, консервативні і неконсервативні речовини. концентрація забруднюючої речовини.

Gabakovsky Bohdan Yuriyovych

Recipient of the second (master's) level of higher education

field of knowledge 10 – Natural Sciences, specialty 103 – Earth Sciences, OPP "Hydrology" of the Department of Geography of Ukraine and Regional Studies of Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, city of Chernivtsi, Ukraine

DIFFUSE AND POINT SOURCES OF POLLUTION OF THE PRUT RIVER

(on the example of a site within the city of Chernivtsi)

Abstract. The scientific and methodological foundations of the study of diffuse sources of pollution of water bodies are considered. The typification of diffuse sources, directions of their impact on water bodies by types of economic activity are considered. Methods of identifying sources of diffuse pollution and methods of monitoring their impact are disclosed.

A methodology for identifying sources of diffuse pollution of rivers based on the results of standard observations of the chemical composition of water has been developed and tested. The possibility of identifying diffuse sources by the nature of the dependence of the concentration of a chemical substance on water content and by calculating the hydrochemical balance is considered.

Keywords: watershed, precipitation, point and diffuse sources of pollution, conservative and non-conservative substances. concentration of the pollutant.

Кваліфікаційна робота містить результати власних досліджень.
Використання ідей, результатів і текстів наукових досліджень інших авторів
мають посилання на відповідне джерело.



(підпис)

Б.Ю. Габаковський

Зміст

Вступ.....	6
1. Процеси виникнення дифузного забруднення.....	9
1.1. Особливості дифузних і точкових джерел забруднення природних вод.....	9
1.2. Типізація джерел дифузного забруднення.....	12
1.3. Чинники дифузного забруднення за видами господарської діяльності.....	17
1.3.1. Сільське господарство.....	17
1.3.2. Урбанізовані території.....	27
1.3.3. Транспорт.....	33
2. Методи ідентифікації джерел дифузного забруднення.....	36
2.1. Система моніторингу якості води в басейні Верхнього Пруту.....	36
2.2. Методика ідентифікації джерел дифузного забруднення.....	39
2.2.1. Ідентифікація дифузних джерел шляхом оцінки антропогенної складової іонного стоку.....	39
2.2.2. Ідентифікація дифузних джерел за розрахунком гідрохімічного балансу.....	42
3. Ідентифікація наявності джерел дифузного забруднення річок басейну Верхнього Пруту.....	45
3.1. Атмосферні опади в басейні Верхнього Пруту.....	45
3.2. Встановлення наявності дифузних джерел за характером залежності концентрацій речовин від водності.....	48
3.3. Встановлення наявності дифузних джерел за розрахунком рівняння гідрохімічного балансу.....	56
Висновки	63
Література.....	65

ВСТУП

При всій своїй різноманітності джерела забруднення водних об'єктів можуть бути поділені на два основних класи: точкові – зосереджені і неточкові – розподілені. Основою такого поділу є принципова різниця у характері формування і надходження забруднюючих поліутантів у водні об'єкти.

Точкове забруднення характеризується зосередженим надходженням стоків, воно досить просто може бути ідентифікованим і просторово локалізованим. Навантаження на водні об'єкти у даному випадку досить точно оцінюється за об'ємом надходження стоків і вмісту у них забруднюючих речовин. Негативний вплив таких джерел на водні об'єкти є цілком очевидним і добре оцінюється за показниками якості води природного приймача стічних вод. Протягом довгого часу основним змістом захисту водних компонентів довкілля був контроль точкових, часто – потужних джерел забруднення, розробка і здійснення заходів з мінімізації їх впливу.

Дифузне забруднення пов'язане з забрудненням підстильної поверхні, станом повітряного середовища, ґрунтів, рослинного покриву, тобто в цілому – інтенсивністю техногенного навантаження на довкілля [1]. Неточкові джерела набагато складніше контролювати, більше того, для їх моніторингу практично повністю не підходить сучасна система моніторингу водних об'єктів. Наразі не існує і універсальної методики контролю дифузних джерел, оскільки вони є дуже специфічними і різноманітними. Концентрації забруднюючих речовин у стоках, які надходять у водоприймачі з дифузних джерел є, зазвичай, нижчими, ніж з точкових, проте їх частка у забрудненні може бути сумарно більшою. У Європі, Північній Америці і Японії вважалось, що співвідношення між об'ємами забруднень, які надходять у водні об'єкти з точкових і дифузних джерел становить 50/50%. В останні 10-15 років оцінки зміщуються у бік дифузного забруднення, вважається, що воно хоч і скорочується, проте набагато повільніше, ніж точкове. Зокрема відмічається, що забруднення основної водної артерії Європи – річки Дунай сполуками азоту і фосфору на 60 і 44% відповідно від загального навантаження зумовлено неточковими

джерелами [24]. За результатами крупномасштабних досліджень водойм (озер і водосховищ) США встановлено, що у 76% випадків погіршення якості їх вод викликано впливом дифузних джерел [28].

Частка внеску дифузних джерел у забруднення р.Прут, наразі, оцінюється за антропогенним навантаженням біогенними елементами – сполуками азоту і фосфору. Дослідженнями встановлено, що у формуванні емісійних потоків біогенних елементів основну роль відіграє сільське господарство. Частка емісії сполук азоту, зумовлена цим чинником, у басейні річки Прут становить 48%, сполук фосфору – 25% [9,10].

За результатами функціонування існуючої системи моніторингу якості вод у басейні Верхнього Пруту накопичений величезний фактичний матеріал, за аналізом якого зроблено оцінку просторових і часових особливостей хімічного складу річкових вод. Принципи створення такої системи, за виключенням підходу до контролю впливу на якість води населених пунктів, практично не передбачають прямої ідентифікації, і, тим більше, кількісної оцінки впливу на хімічний склад річкових вод дифузних джерел забруднення. Разом з тим, за непрямыми ознаками, шляхом аналізу залежності концентрації забруднюючої речовини від водності річок, наявність і періоди дії дифузних джерел забруднення можуть бути встановлені.

Очевидно, що з часом, при вдосконаленні природоохоронного законодавства більша увага приділятиметься саме контролю точкових джерел забруднення. Їх контроль передбачатиме зміни у принципах організації системи моніторингу водних об'єктів, яка може поєднувати як існуючі, так і новостворені елементи.

Об'єктом дослідження є басейн Верхнього Пруту, **предметом** – наявність в його межах неточкових джерел забруднення річкових вод.

Метою дослідження є спроба ідентифікації дифузних джерел забруднення річки Прут на базі даних існуючої системи моніторингу якості води.

Досягнення встановленої мети викликало необхідність встановлення і розв'язання ряду науково-практичних **завдань**:

- ознайомлення з сучасними підходами до вивчення дифузних джерел забруднення водних об'єктів, способами їх ідентифікації і моніторингу;
- ознайомлення з методиками оцінки антропогенної складової іонного стоку річок, розрахунку балансу консервативної речовини для ділянки водотоку;
- ознайомлення з системою моніторингу якості води в басейні Верхнього Пруту;
- встановлення наявності в басейні Верхнього Пруту дифузних джерел забруднення.

При написанні роботи були використані наступні дослідницькі **підходи і методи досліджень**: басейновий та генетичний, літературно-описовий, обробки та узагальнення гідрометеорологічної та гідрохімічної інформації, елементи методів математичної статистики.

Інформаційною базою роботи є літературні джерела, матеріали гідрометеорологічних спостережень Гідрометеорологічної служби в басейні Верхнього Пруту.

Практичне значення роботи полягає у спробі виявлення дифузних джерел забруднення річкових вод у басейні Верхнього Пруту за результатами стандартних гідролого-гідрохімічних спостережень. Встановлено, що на базі існуючих результатів спостережень дифузні джерела недостатньо чітко ідентифікуються. Результати досліджень можуть бути використані для вдосконалення схеми моніторингу дифузних джерел забруднення в басейні Верхнього Пруту.

1. Процеси виникнення дифузного забруднення

1.1. Особливості дифузних і точкових джерел забруднення природних вод

У ряді випадків джерела зосередженого надходження забруднень у навколишнє середовище також роблять внесок і в дифузне забруднення водних об'єктів. До таких випадків слід відносити ті, у яких відбувається опосередковане забруднення водних об'єктів. Викиди забруднюючих речовин промисловими підприємствами забруднюють атмосферні опади. Забруднюється сніговий покрив та ґрунти, охоплюючи великі території, з яких згодом шляхом поверхневого та ґрунтового стоку відбувається забруднення водних об'єктів.

Дифузне забруднення як процес характеризується уривчастим надходженням ЗР (забруднюючих речовин) та залежністю формування та подальшого поширення від загальних фізико-географічних умов та погодних явищ. Елементи природного середовища (повітряні маси, ґрунти, рослинність, рельєф, донні відкладення водосховищ, ґрунтові води) часто виступають як первинна перехоплююча ланка між джерелом надходження забруднень і поверхневими водними об'єктами. У цих ланках забруднення можуть накопичуватися і частково трансформуватися протягом якогось часу, не помітно впливаючи на якість води [16,32,36].

Однак при вичерпанні ємності накопичення та здатності до трансформації (самоочищення), а також інших несприятливих обставин починає відбуватися інтенсивна віддача ЗР (забруднюючих речовин) у розташований поблизу водний об'єкт. При цьому, принаймні спочатку, буде вже не так важливо, продовжується надходження забруднюючих речовин в довкілля чи ні. Характерними є випадки, коли джерелом забруднення виступають донні відкладення водосховищ. Їх вплив спочатку може навіть посилюватися при зниженні навантаження на водозбір, оскільки це збільшує градієнт концентрацій ЗР на кордоні водо-донні відкладення, прискорюючи тим самим надходження забруднень у воду.

Як зазначено в роботі [30], така властивість евтрофних водойм може знижувати ефективність водоохоронних заходів на водозборі доти, поки не вичерпається весь запас ЗР в донних відкладах. Там же як приклади з посиланням на роботи [30] наводяться озеро Бартон Брод в Англії та ряд озер у Данії, в яких, незважаючи на багаторазове зниження концентрації фосфору після здійснення інтенсивної програми очищення стічних вод у їхньому басейні, цвітіння води залишалося на тому ж рівні протягом більше десятка років наступних спостережень .

Забруднені ґрунти та ґрунтові води поводяться таким же чином. Ґрунти є пористими середовищами з високою сорбційною ємністю, а також є основним ресурсом для сільськогосподарського виробництва. Останні дослідження, виконані у басейні нар. Дунай показують значний потенціал ґрунтів у басейні цієї річки та її приток до забруднення водного середовища сполуками міді, що накопичилася в них за кілька століть у результаті розвитку гірничорудної промисловості регіону [24].

Ґрунтові води характеризуються набагато більш уповільненим водообміном та є основою господарсько-питного та промислового водопостачання. І ті, й інші безпосередньо схильні до впливу ДДЗ можуть служити такими джерелами довгі роки через дуже обмежені можливості їх ефективного відновлення. Ефект їх забруднення позначається не більше цілих річкових басейнів і водоносних горизонтів і може поширюватися межі як адміністративних, а й державних кордонів.

У багатьох випадках визначальним фактором дифузного забруднення є весняна повінь, а також дощові або снігодошові паводки, в результаті яких відбувається формування забрудненого поверхневого стоку з великої території і, що важливо, за відносно короткий період часу [16,32].

У разі період накопичення забруднень лежить на поверхні водозбору буває значно тривалішим, ніж період їх надходження в гідрографічну мережу. Таким чином, характерною особливістю ДДЗ характерна «залповість» віддачі та значна мінливість потоків забруднень від місця до

місця та від року до року. Крім того, величина потоків від одного і того ж джерела в різний час може змінюватись на кілька порядків залежно від інтенсивності сніготанення або окремо дощу. Так, якщо випадінню опадів передував тривалий маловодний період, то вміст ЗР у дощовому стоку багаторазово зростає і, за інших рівних умов, буде вищим, ніж для такого ж періоду з більш рівномірним за часом розподілом вологи. Так само відмінності можуть спостерігатися і всередині дощового паводку: у початковій стадії при невеликій інтенсивності опадів відбуватиметься лише зволоження території та невеликий поверхневий змив, а при найвищій водності може активізуватися ґрунтова ерозія, розмив доріг та переповнення зливової каналізації. Зрозуміло, що вплив на водне середовище у цих випадках буде різним [32,36].

Формування дифузного забруднення може відбуватися не тільки за рахунок змиву ЗР з підстилаючої поверхні, але і за рахунок надходження з атмосфери та перенесення з повітряними потоками, наприклад, кислотне забруднення водойм, або в результаті фільтрації атмосферної вологи через забруднені ґрунти, які систематично «живлять» водні об'єкти небезпечними хімічними сполуками. Джерелами можуть також служити підземні лінзи рідких відходів, що містять, наприклад, паливно-мастильні матеріали та нафтопродукти, шламонакопичувачі, місця захоронення твердих відходів, гідроізоляція яких порушена [17,32].

Контроль надходженням ЗР від неточечних джерел забруднення у місці освіти, зазвичай, набагато складніший у технічному, організаційному плані чи дорожчий, ніж від точкових джерел. У деяких екстремальних випадках помилки у природокористуванні призводять до зміни гідрологічного та гідрохімічного режиму окремих регіонів, викликаючи посухи, забруднення ґрунтових вод, втрату родючого шару ґрунту та обмежують перспективи використання водних ресурсів річок та водосховищ.

Зниження надходження забруднень може бути досягнуто в основному за рахунок впровадження ефективних методів управління та нових практик господарської діяльності в межах водозбірної території та зміни умов формування поверхневого чи ґрунтового стоку. Це одна з основних відмінностей від точених джерел, де зниження забруднення досягається за рахунок безпосередньої обробки (очищення) стічних вод, заборони на скидання, штрафу та ін. Повсюдність поширення дифузного забруднення та різноманіття його джерел призводять до того, що існуючі методи управління фрагментовані та важко узгоджуються між собою. Більше того, території, де, як правило, формуються ці джерела, знаходяться під юрисдикцією місцевих органів влади, у яких часто не дістає дієвих важелів впливу. Контроль дифузного забруднення може вимагати натомість прийняття всеосяжної та скоординованої стратегії планування землекористування для цілих річкових басейнів [18,32].

З цього погляду джерела забруднення можуть бути класифіковані так:

1. Контрольовані джерела, тобто ті, що перебувають під державним контролем, характеризуються відносною стаціонарністю скидання ЗР, зосередженим характером випуску.

2. Неконтрольовані джерела, що знаходяться поза увагою державних органів, характеризуються нестаціонарністю витрат та режиму надходження ЗР. Вони характеризуються переважно розосередженим (дифузним) характером надходження у водні об'єкти. До них відносяться всі ті джерела, до яких не застосовна традиційна система моніторингу і які розташовані на водозбірній території водних об'єктів, у тому числі утворюються на цій території, а також на акваторії або в глибині водного об'єкта внаслідок аварійних викидів, аварій, розливів або витоків або природних процесів.

1.2 Типізація джерел дифузного забруднення

Наведені нижче підходи до типізації мають на меті більш повно розкрити характер дифузного забруднення водних об'єктів, дають можливість з

різних кутів зору подивитися на ту саму проблему і, зрештою, сприяють більш обґрунтованому і менш трудомісткому процесу прийняття рішень у цій галузі [32].

1. За просторовою локалізації та характером формування забруднень можна виділити два умовні типи: лінійні та майданні. Характерними прикладами лінійних джерел є автомагістралі та трубопроводи, потенційна небезпека надходження забруднень від яких існує на всьому їхньому протязі, а найбільша ймовірність забруднення води виникає у місцях перетину з водними об'єктами. До майданних джерел слід відносити, наприклад, території міської та сільської забудови, селітебні землі, ріллі, пасовища та ін.

2. За способом (шляхом) надходження ЗР у водні об'єкти виділяються дифузні джерела, забруднення від яких надходять:

а) зі схиловим стоком (включаючи внутрішньогрунтовий та ґрунтово-грунтовий) з водозбору. До основних видів господарської діяльності, що призводять до трансформації хімічного складу схилового стоку, відносять: сільське господарство (рослинництво, тваринництво); очищення зворотних вод населених пунктів на землеробських полях зрошення; гірничодобувну діяльність; діяльність, пов'язану зі значним викидом ЗР в атмосферу (металургійне та хімічне виробництво, виробництво енергії на теплових електричних станціях та низку інших виробництв); транспортне використання територій (автомобільний, залізничний та трубопровідний транспорт);

б) під час розвантаження забруднених у процесі антропогенної діяльності підземних вод. Забруднення підземних вод спостерігається у місцях розташування колишніх копалень при їх мокрій консервації, недіючих шахт, у місцях так званої накопиченої (минулої) екологічної шкоди, великих аварій на хімічних виробництвах та підприємствах нафтопереробки. Забруднення токсичними хімічними речовинами може відбуватися поза межами водозбору водного об'єкта, що розглядається, за наявності гідравлічного зв'язку між басейнами підземних вод;

в) на водну поверхню в процесі сухих випадань з атмосфери, а з атмосферними опадами, що містять ЗР. Даний тип випадінь залежить від напрямку атмосферного перенесення та близькості розташування до водного об'єкту великих промислових підприємств, ТЕС, аеропортів та ін;

г) у процесі безпосереднього контакту з водою (антропогенна діяльність у водному об'єкті та на заплаві, рекреаційне використання водного об'єкта). До цієї групи належать використання поверхневих водних об'єктів для навігації та стоянки суден, експлуатації гідротехнічних споруд, сплаву деревини, експлуатації та утримання водних шляхів, виконання робіт в акваторії річкового порту та при видобуванні нерудних матеріалів, будівництва мостів та прокладання трубопроводів, цілей рекреації [15,16,32].

3. По можливості нейтралізації негативного впливу:

а) джерела дифузного забруднення, для ліквідації яких є технічні та/або організаційні можливості або утворення яких можна запобігти. До цієї групи входять, перш за все:

- звалища (санкціоновані та несанкціоновані),
- полігони твердих побутових відходів;

б) джерела дифузного забруднення, забруднений стік яких може бути локалізований і очищений. Причини того, що заходи щодо локалізації дифузного забруднення від потенційно придатних до цього джерел та подальшого очищення стоків не проводяться, носять, як правило, або організаційний (включаючи відсутність законодавчої бази), або економічний характер. Прикладами джерел дифузного забруднення, що входять до цієї групи, є:

- селітебні та урбанізовані території,
- тваринницькі, птахівницькі ферми та майданчики складування гною,
- території промислових підприємств, нафтозаправних станцій та стоянки транспортних засобів;

в) джерела дифузного забруднення, надходження ЗР яких може бути повністю локалізовано, але існують заходи, які дозволяють знизити негативний вплив на водні об'єкти.

До цієї категорії належать великі майданні та лінійні джерела:

- сільськогосподарські угіддя: богарні, осушені та зрошувані землі;
- Території та акваторії великих портів;
- великі промислові зони та місця видобутку корисних копалин;
- Зони рекреації;
- Майданчики будівництва, що зачіпають акваторію (мости, переходи та ін.), модифікація річкових русел;
- автомобільні та залізничі [32].

4. Специфіка дифузного забруднення та набір чинних факторів повинні визначатися на основі типізації джерел забруднення за видами господарської діяльності. Така типізація є найбільш природною та практично значущою з точки зору виділення джерел забруднення, а також спостереження та контролю за потоками ЗР.

Нижче перераховані основні за своїм вкладом у дифузне забруднення вод види господарської діяльності (найбільш суттєві та характерні, але не всі) із зазначенням процесів, що ними ініціюються, і явищ [21,27].

Сільське господарство (землеробство, тваринництво, переробка с/г продукції):

- Ерозія орних земель;
- ґрунтові води, з розчиненими добривами та пестицидами;
- зрошувані та осушені угіддя;
- гноєсховища та буртові майданчики;
- місця вигулу тварин та складування відходів переробки;
- риборозвідні ставки.

Міське господарство (урбанізовані території, включаючи міста, селища, приміські зони та селітебні землі) [25]:

- поверхневий стік із забудованих територій;
- забруднені ґрунтові води житлової забудови та полігонів ТПВ;
- поверхневий стік з територій, що знову освоюються, при будівництві, прокладанні комунікацій та ін.

Транспорт (включаючи судноплавство та трубопроводи):

- Поверхневий стік з автомагістралей;
- вихлопні гази та продукти стирання доріг та механічних частин;
- місця аварійних ситуацій;
- несанкціоноване скидання підсланкових вод, витоку ПММ із суден;
- Поверхневий стік з аеродромів, портів, стоянок автотехніки.

Промислове виробництво та видобуток природних ресурсів та енергетика [15]:

- забруднені атмосферні опади та ґрунтові води;
- відвали гірських порід та промислових відходів;
- Поверхневий стік з промислових майданчиків;
- сховища рідких та твердих виробничих відходів;
- території лісозаготівельних підприємств;
- шахтні та кар'єрні води;
- місця видобутку нерудних матеріалів на ложі водяного об'єкта.

Рекреаційне водокористування:

- місця організації несанкціонованих звалищ, вогнищев, туалетів, миття автомобілів;
- місця аматорського рибальства;
- використання маломірного флоту та водний туризм;

- стоянки автотранспорту на березі та акваторії водного об'єкта (в т.ч. на льоду).

Переробка берегів, будівельні та дночерпальні роботи:

- місця стоянки автоспецтехніки, склади будівельних матеріалів, ПММ;
- Береги, схильні до ерозії;
- ділянки акваторії в місцях виробництва днопоглиблювальних робіт, донні відкладення [32].

1.3. Чинники дифузного забруднення за видами господарської діяльності

1.3.1 Сільське господарство

Шляхи надходження забруднень у водні об'єкти та джерела таких забруднень при сільськогосподарській діяльності дуже різноманітні [32,35].

Агропромисловий комплекс (АПК) у цьому відношенні є своєрідним конгломератом точкових та неточкових джерел, які у багатьох відношеннях важко піддаються контролю, навіть за умов ведення цілком контрольованої діяльності. Точкові джерела забруднення в АПК утворюються переважно на об'єктах комунального господарства сільських поселень, тваринницьких та птахівницьких комплексах, у тепличних господарствах, виробничій структурі сільськогосподарського виробництва, на осушувальних та зрошувальних системах. Неточкові джерела формуються за рахунок поверхневого стоку з сільськогосподарських полів, включаючи зрошувані та осушувані землі, територій тваринницьких комплексів та сільських поселень. Під неконтрольованими точковими джерелами забруднення водних об'єктів сільським господарством розуміються такі сільськогосподарські об'єкти, на яких передбачені технічні рішення щодо відведення та очищення забруднених стоків, але через різні причини обсяги стоків та їх забруднення не контролюються і у водні об'єкти надходять стоки неналежної якості. До них прийнято відносити [32]:

- господарсько-побутові води сільських поселень із населенням менше 5 тис. осіб та фермерських господарств;
- малі тваринницькі ферми з кількістю голів, що не перевищують 3 тис., та птахівницькі фабрики (кількість курей-несучок менше 500 шт., Курчат- бройлерів менше 300 шт.);
- сільськогосподарські підприємства, що здійснюють миття овочевої продукції та картоплі;
- сільськогосподарські підприємства, які мають неналежні очисні споруди;
- малі тепличні комплекси, площею менше 1 га;
- дренажні та дренажно-скидні води з зрошуваних та осушуваних територій [20,34,38].

Як неточкові джерела забруднення розглядаються сільськогосподарські угіддя, території сільських поселень, тваринницьких ферм, сільськогосподарських виробничих підприємств, землі фермерських та дачних кооперативів, на яких технічні рішення з контролю якості взагалі не передбачені або не відповідають встановленим вимогам.

Така класифікація є досить умовною, оскільки ті самі тваринницькі та птахівницькі стоки можуть утилізуватися по-різному. Так, при рідкому способі видалення органіки з наступним внесенням її на поля під оранку, тобто. розподілом по поверхні водозбору, забруднений поверхневий стік, що утворюється, буде ставитися вже до дифузного забруднення. Ситуація суттєво посилюється в тих випадках, коли проведення заорання з яких- небудь причин не проводиться або її не встигають провести до чергової дощової паводки. Крім того, ті ж дренажні води, хоча і надходять у водний об'єкт у вигляді зосередженого потоку, можуть нести в собі забруднення, що формуються на широкій території, не піддаються будь-якій очистці і, таким чином, несуть у собі всі ознаки неточених джерел забруднення [38].

Тваринницькі та птахівницькі стоки, мабуть, є найбільш небезпечними через високий вміст азоту, фосфору, сірки та патогенних мікроорганізмів, що призводить до біологічного забруднення та евтрофування водойм, а також різкого погіршення їх загального санітарного стану. Наприклад, для великих тваринницьких господарств обсяг рідких стоків, що підлягають утилізації, може сягати 1500 м³ на добу.

Крім того, найчастіше на території ферм і птахофабрик гній і послід складаються без належного контролю і, як правило, відкритим способом, що призводить до потрапляння стоків з таких територій безпосередньо на рельєф місцевості і далі до водного об'єкта [34,38].

Деякі підприємства з переробки сільськогосподарської продукції допускають складування відходів своєї території. З настанням весни багатотоннажні відходи (на середньому цукровому заводі накопичується 150–200 тис. т жому на території площею кілька гектарів) через 3–4 тижні піддаються маслянокислому бродінню, поширюючи потоки масляної кислоти, що у водойми, і викликаючи токсичний ефект.

Сільськогосподарське виробництво супроводжується випасом худоби та розоранням великих площ землі, що призводить до деградації природного рослинного покриву, порушення структури та оголення ґрунтів, роблячи їх схильними до водної та вітрової ерозії. Стік води з таких територій, як правило, збільшується, а разом із ним відбувається винос у прилеглі водні об'єкти ґрунтових частинок, а також добрив та пестицидів. Важливу роль відіграє зворотне надходження води від систем зрошення та меліорованих земель. Особливу небезпеку становлять поверхневі стоки з тваринницьких ферм, птахофабрик, територій фермерських та садівничих господарств. Як правило, обсяги та якість стоків не контролюються, ніякого очищення стоки не піддаються і скидаються безпосередньо у водні об'єкти. У стоках можуть бути виважені і органічні речовини, біогенні елементи, хімічні речовини різного походження, відходи нафтопродуктів і важкі метали, а також тверде сміття [34].

Вплив сільського господарства на природне середовище, а через нього і на водні об'єкти, здійснюється через різноманітні виробничі процеси, кожен з яких має свою специфіку і тісно пов'язаний з місцевими та регіональними особливостями землеробства та тваринництва – агротехнікою обробітку сільськогосподарських культур, способами утримання худоби тощо. Частка сільськогосподарського виробництва у дифузному забрудненні може розглядатись у двох аспектах: 1) інтегрований у часі, довготривалий, внаслідок якого виникли «накопичені» зміни, та 2) «миттєвий», поточний, що визначається застосуванням у конкретний період агротехнічних заходів. До

«накопичених» змін відносяться ерозія ґрунтів, зниження їх родючості у зв'язку з виносом з них гумусових речовин, що, у свою чергу, вимагає підвищеного внесення органо-мінеральних добрив і веде до чергового витoku навантаження на водні об'єкти та їх водозбори, дигресія пасовищ перевипас, засолення земель і т. п. [22].

У районах з розвиненим землеробством та обробкою землі і навіть у деяких державах, таких, як США та Австралія, сільське господарство по праву вважається чи не основним джерелом дифузного забруднення природних вод [33].

Хоча наведені цифри і характеризують додаткове навантаження на природне середовище, по суті, чужими їй речовинами, слід враховувати, що поліпшення родючості земель шляхом внесення агрохімікатів не є неодмінною умовою забруднення водного об'єкта. Велике значення має спосіб, кількість та час внесення добрив, рівень технічної оснащеності та моніторингу виробничих процесів, наявність адміністративних, економічних та інших бар'єрів, а також загальна екологічна культура господарювання[35].

У поверхневі води з сільськогосподарських територій надходить переважно два переважних (за обсягом навантаження) виду забруднень – зважені речовини та біогенні елементи (азот, фосфор та інших). Підземні води схильні, перш за все, до забруднення пестицидами – стійкими токсичними хімічними речовинами, які застосовуються на сільськогосподарських площах

для боротьби з бур'янами. Таке забруднення є надзвичайно гострою екологічною проблемою, оскільки підземні (зокрема ґрунтові води) широко використовуються для водопостачання населених пунктів [35].

Загалом дослідженнями встановлено [35], що із загальної кількості внесених на поля добрив у водні об'єкти потрапляє до 20 % азоту, до 2,5 % фосфору та до 30 % калію. У середньому з одного гектара ріллі може виноситися на рік до 80 кг нітратного азоту, 3 кг фосфору та 60 кг калію, залежно від типу ґрунтів, кількості та характеру опадів, виду рослин і дози добрив.

Показано також, що в середньому винос азоту на порядок і вище, ніж фосфору. Середнє за п'ять років спостережень співвідношення азоту та фосфору для різних агрофонів неоднакове, на озимих воно становило 10:1, а на зябку – 27:1. Крім того, встановлено, що для різних типів агрофону обсяг виносу фосфору неоднаковий: при шарі стоку 100 мм винос розчиненого азоту з трав становив за період спостережень близько 1,5 кг/га, з озимих – 4,5 кг/га та зябля – 9 кг/га.

Винос ЗР може відбуватися не тільки в розчиненому вигляді, але і в сорбованому вигляді разом з ґрунтовими частинками, що вимиваються з водозбору. Об'єм забруднень і в цьому випадку буде пропорційний величині змиву. Наприклад, в описаному вище експерименті найбільший винос фосфору зі змитим ґрунтом спостерігався на зябку – 4,8 кг Р/га, на озимих він не перевищував 1,3 кг Р/га, а на травах був найменшим – 0,14 кг Р/га .

Певну роль грають також експозиція, ухил та протяжність схилів. Очевидно, що дія цих факторів буде найбільш значуще проявлятися на локальних ділянках і, перш за все, для малих річок, струмків, водозборів невеликих озер та ставків місцевого значення. Для великих водозборів їхній прояв буде згладжуватися. У деяких роботах [34] цим факторам відводиться другорядна роль у порівнянні з типом агрофону, станом ґрунтів та зволоженістю територій.

Істотний вплив мають також кількість, час і спосіб внесення добрив [35].

Автори відзначають, що багато азотних сполук (особливо нітратна форма азоту), внесені в ґрунт, мають високу рухливість і тому активно вимиваються водами талого снігового і зливого поверхневого стоку. Те саме стосується і калію, що входить до складу мінеральних добрив. Цей елемент вимивається з орного шару, особливо інтенсивно на легких ґрунтах. Фосфор має меншу рухливість і краще зв'язується з ґрунтом, його винесення у водні об'єкти здійснюється в основному завдяки ґрунтовій ерозії. Тому з полів під озимими культурами фосфору виноситься менше, ніж із зябку, і з полів, зайнятих травами, менше, ніж із озимих [22].

Цікаві балансові оцінки отримані лізиметричними дослідженнями (від грец. «*lisos*» – розчинення) на дерново-підзолистих ґрунтах із застосуванням стабільного ізотопу азоту ^{15}N . Спостереження над динамікою вологості в ґрунтовому профілі та інфільтрацією атмосферних опадів для визначення складу вод, що фільтруються, широко застосовують в агрохімії для моніторингових досліджень (оцінка явищ перенесення речовин) у різних природних ситуаціях, в лабораторних експериментах для вивчення явищ перенесення речовин (ґрунтових колон і монолітів), у природних умовах для дослідження еволюції ґрунтів, ґрунтових процесів «*in situ*». Підхід дозволяє вивчати динаміку вимивання мінеральних солей із ґрунту, включаючи компоненти мінеральних добрив [31]. У зазначеному експерименті із внесеного добрива рослинами було використано лише від 30 до 60 % азоту, 15–30 % акумулювалось у ґрунті, 10–30 % віднесено на рахунок випаровування газоподібних сполук та 1–5 % було вимито з лізиметричними водами[31].

Наступна серія детальних експериментів проводилася в польовому сівозміні на сірому лісовому ґрунті, особлива увага приділялася руху азоту як однієї зі складових його балансу в умовах п'ятирічного внесення 60, 120, 180 кг/га [31]. З аналізу балансу азоту у ґрунті за п'ятирічний період випливає висновок, що вимивання нітратів є суттєвою статтею втрат лише у разі застосування потрійної й у меншою мірою – подвійний доз азотного добрива.

З 300, 600 та 900 кг/га, внесених у ґрунт, рослинами засвоювалося 166, 257 та 296 кг/га, або 55, 43 та 33 %. У орному шарі ґрунту переважно в органічній формі закріплювалося 120, 192 та 264 кг/га азоту (відповідно – 40, 32 та 29 %), а нітратна форма азоту в кількості 12, 112 та 278 кг/га пересувалася нижче 20 см на глибину 10, 200 і 300 см, потрапляючи тим самим у ґрунтові води. Від внесеної в ґрунт кількості азоту це становило 30% [31].

На частку азоту, що вимився на глибину 100–300 см, припадало 0,37 та 130 кг/га, а невраховані втрати становили 2,39 та 62 кг/га. З проведених досліджень було зроблено важливий висновок, що в умовах нечорноземної зони з метою зниження навантаження на навколишнє середовище не слід застосовувати щорічно понад 120 кг/га азоту[31].

Надмірна експлуатація пасовищ (перевипас худоби), що веде до деградації рослинного покриву та порушення ґрунтового покриву, оранка полів до урізу води, неправильний напрямок розорювання схилів, відсутність буферних зон (смуг) з недоторканим травостоєм, недостатньо продумані в цілому способи організації агроландшафтів, види сівозмін та їх розміщення по рельєфу місцевості – всі ці антропогенні фактори поряд з фізико-географічними особливостями території визначають розвиток такого негативного явища, як ерозія.

Прийнято розрізняти два основні види ерозії: вітрову та водну. Вітрова ерозія розвивається при швидкості вітру понад 15 м/с переважно навесні, коли ще не з'явилася рослинність, внаслідок чого утворюються пилові бурі, що часом охоплюють величезні простори[25].

Водна ерозія поділяється на площинну та лінійну. Перша пов'язана зі змивом частинок ґрунту, друга з глибоким розмивом ґрунтового покриву.

Найбільшу небезпеку становить лінійна ерозія, яка починається з формування окремих борозен, вибоїн, промоїн і завершується виникненням ярів та балок.

Водно-ерозійні процеси починаються при ухилах 3° та посилюються при ухилах 5–6°. Легкий змив ґрунтових частинок починається навіть при малих

ухилах . При нахилі 2° і вище проявляється лінійна ерозія, і на полях з чорним паром відбувається змив ґрунту від 0,5 до 10 кг/га.

Крім прямого забруднення річок та водосховищ, внаслідок ерозії недобирається п'ята частина продукції рослинництва. На землях, що зазнали ерозійних процесів, втрачається в середньому 15% урожаю зернобобових культур, 32% – пшениці, 45% – картоплі, 25% – кормових трав [35]. Завислі речовини, що надходять з поверхневим стоком із сільськогосподарських полів внаслідок водної ерозії у водні джерела, значно знижують прозорість води, що погіршує фотосинтезуючу діяльність фітопланктону, а отже, зменшується вміст розчиненого кисню. Може відбуватися забивання зябер і фільтрувальних апаратів у гідробіонтів, а також замулення нерестовищ.

Використання пестицидів для боротьби зі шкідниками та бур'янами також робить певний внесок у забруднення водних об'єктів шляхом їх винесення з поверхні оброблених полів внаслідок випадання опадів або з водами від зрошення. Фізичні та хімічні властивості цих специфічних речовин впливають на їх поведінку та транспорт. Одні пестициди переносяться в основному у сорбованому на ґрунтових частинках вигляді, інші сорбуються гірше і виносяться з полів переважно у розчиненому стані.

При інтенсивному землеробстві, особливо в умовах монокультури, доводиться використовувати велику кількість хімічних засобів захисту рослин, до яких входять і сполуки важких металів. Наприклад, протруювання зерна перед посівом проводиться фунгіцидами, що містять ртуть; до складу фунгіцидів входить також мідь у формі добре розчинного сульфату (купросил, купроксат, бордоська рідина та ін). Відомо, що у певних концентраціях вони впливають на якість прісних вод, а й стає токсичними для гідробіонтів і акумулюються у тому тканинах. По трофічним ланцюгам метали можуть потрапляти в організм людини[39].

Загальні втрати пестицидів у польових умовах можуть становити від менше 1% до 10% внесених отрутохімікатів [39].

Найбільше ці втрати відбуваються у період випадання зливових опадів,

коли такі опади випадають відразу після розпилення пестицидів.

Концентрація пестицидів у поверхневому стоку може варіювати від 1 мкг/л до 1 мг/л і більше [39].

Основним джерелом надходження пестицидів у водні об'єкти є поверхневий стік талих, дощових та ґрунтових вод із сільськогосподарських угідь, колекторно-дренажні води, що скидаються з зрошуваних територій. Пестициди також можуть вноситися у водні об'єкти під час їх обробки з метою знищення небажаних водних рослин та інших гідробіонтів, з промисловими стоками, що виробляють отрутохімікати, безпосередньо при обробці полів пестицидами за допомогою авіації, при недбалому транспортуванні їх водним транспортом та при зберіганні. Незважаючи на великий винос стійких пестицидів у водне середовище, вміст їх у природних водах відносно невеликий через швидку кумуляцію пестицидів гідробіонтами та відкладення в мулах. Коефіцієнти кумуляції (у скільки разів вміст хімічної речовини більший у гідробіонтах, ніж у воді) становлять від 3–10 до 1000–500000 разів[35,39].

Різні пестициди з неоднаковою інтенсивністю вимиваються із ґрунту. Так, хлорорганічні пестициди (гексохлоран, циклогексан) тривалий час зберігаються в ґрунті і виносяться в основному (на 80–90%) талими сніговими водами з інтенсивністю до 0,4% на рік у степовій зоні та до 0,7% на рік у лісовій. Фосфорорганічні пестициди (метафос, хлорофос) затримуються у ґрунті порівняно недовго і вимиваються головним чином дощовими водами. Максимальний винос 2–3% на рік у степовій зоні та 4–6% на рік у лісовій. З зрошуваних полів винос у кілька разів більше, ніж з не зрошуваних (за поверхневих технологій зрошення). У будь-якому випадку змив пестицидів прискорюється в районах із розвиненою ерозією ґрунтів[39]. Надмірна експлуатація пасовищ (пере випас худоби) веде до деградації рослинного покриву та порушення ґрунтового покриву. Інтенсивне вито́птування трав'янистої рослинності відбувається поблизу місць водопою. Так, деякими дослідженнями зазначено [35,39], що в радіусі 20-40м навколо водопійних

колодязів виникає голий майданчик, на відстані 40-100м – сильне розрідження травостою, а на видаленні 100-1000м від колодязя – пригнічення рослинності зі зниженням урожай 20-40%.

Найбільш небезпечний для травостою період літніх дощів. Щоб уникнути витоптування трави та розвитку ерозійних процесів у місці водопою, повинно обслуговуватися не більше 1500–2000 голів овець або 200–250 голів великої рогатої худоби та коней. Проблема полягає ще й у тому, що у разі водопою з відкритих джерел тварини отримують безпосередній доступ до водного об'єкту та, крім витоптування, здійснюють пряме забруднення води своїми фекаліями, у тому числі патогенними мікроорганізмами[34].

Одним із шляхів носіїв забруднень, що формуються в агропромисловому комплексі є колекторно-дренажні води з меліоративних систем, віднесені в даний час до категорії «нормативно-чистих». Об'єм колекторно-дренажних вод із зрошувальних систем становить приблизно 50% від забору води на зрошення. Склад забруднювачів визначається агротехнічними та агрохімічними прийомами обробітку та набором сільськогосподарських культур, що зумовлює надходження у дренажні води пестицидів, амонійного та нітратного азоту, фосфору, солей важких металів. Дренажні води зрошувальних систем мають, як правило, підвищену мінералізацію: залежно від вихідного засолення порід зони аерації – від 1 до 5–6 г/л, в окремих випадках – до 10 г/л та більше. Експертним шляхом встановлено, що з середньої мінералізації 2,5 г/л у водні об'єкти надходить від 10 до 25 млн. т різних солей на рік. Крім основних хімічних елементів, у дренажному стоку є різні забруднювачі: пестициди, амонійний і нітратний азот, фосфор, солі важких металів[34].

Зрошення збільшує втрати речовин із ґрунту, порівняно з богарними умовами. Розрахунки, виконані для трьох видів сільськогосподарських культур – трави, озима пшениця та кукурудза на зелений корм, для умов богари (і подібне) та зрошення дощуванням на тлі дренажу для глибини закладення дренажу – 0,5, 0,8, 1,2м показали, що з поверхневим стоком

виноситься в 1,5-2,5 рази більше мінеральних добрив, ніж у таких умовах на богарі. Крім того, на зрошуваних землях застосовуються інтенсивні технології вирощування сільськогосподарських культур, що потребує збільшення доз мінеральних та органічних добрив, а це, у свою чергу, призводить до збільшення дифузного забруднення з зрошуваних площ[34].

Осушення має низку небажаних наслідків для якості природних вод. Це відбувається внаслідок як безпосереднього надходження у водні об'єкти дренажного та поверхневого стоку, збагаченого органічною речовиною та біогенними елементами, так і зміни спрямованості ґрунтових процесів, що призводять до утворення легко мігруючих хімічних елементів та збільшення інтенсивності їхнього винесення.

Формування хімічного складу дренажних вод залежить від природних умов (клімат, ґрунти, рельєф та ін.), типу рослинності та наявності мікроорганізмів, режиму та способу осушення, параметрів дренажу, способів обробки поверхні ґрунту, складу та доз внесення добрив, міграційної здатності різних хімічних речовин[35].

1.3.2 Урбанізовані території

Території міст і приміських зон, як правило, являють собою слабофільтруючі поверхні. Дахи будинків, асфальтові або бруковані покриття, сильно ущільнений ґрунтовий покрив з порушеною і часто повністю перетвореною структурою перешкоджають просочуванню талих і дощових вод, збільшуючи поверхневий стік[29,37].

Крім того, урбанізація супроводжується концентрацією різних видів господарської діяльності, які власними силами можуть включати різні джерела дифузного забруднення. Основними джерелами забруднення поверхневого стоку в містах є осівші аерозолі, відходи виробництва, продукти руйнування ґрунту, покриттів, рослинності, викиди в атмосферу промислових виробництв, вихлопні гази двигунів внутрішнього згоряння, витоку паливно-мастильних матеріалів транспортних засобів та ін. [29].

Ще більші відмінності спостерігаються між окремими частинами міської території, що різняться типом землекористування: між селітебними, промисловими зонами та парками, садами та іншими територіями. Крім того, ці відмінності також будуть простежуватися для різних сезонів року. Щодо весняного стоку з території міст слід зазначити деякі особливості цього сезону. Перша – снігові зими та слабке прибирання міських територій від снігу сприяють накопиченню у снігу великої кількості забруднень, що випадають із атмосфери та внаслідок руху автотранспорту; друга – внаслідок накопичення великої кількості забрудненого снігу у досить короткий період сніготанення у місті відбувається потужний імпульсний змив висококонцентрованого стоку у водні об'єкти. Значну роль грає також вимивання ЗР із атмосфери[29,37].

Питома винос домішок зі стоком поверхневих вод з території міста залежить від багатьох факторів: стану дорожніх покриттів, частки площ з еродуючим ґрунтом, рівня організації та технології прибирання територій, технологій видалення побутового сміття та промислових відходів, рівня виробництва на підприємствах, режиму роботи пило- та газоочисних установок, рівня експлуатації автотранспорту, локалізації ділянок території, де неминучі просипи та протоки сировини та проміжних продуктів, форм та технологій складування та транспортування сипких та рідких матеріалів.

Аналіз даних показує, що на вміст завислих речовин основний вплив надають інтенсивність дощу та тривалість попереднього періоду без опадів. Для забруднення дощового стоку нафтопродуктами велике значення має інтенсивність руху транспорту[37].

Переважаання штучних покриттів, ущільнення, радикальна зміна структури та перетворення природного ґрунтового покриву сприяють збільшенню поверхневого стоку та змиву ЗР, що ведуть до деградації водних об'єктів.

Так, спеціальні дослідження, проведені на 125 ділянках річок у штаті Коннектикут (США) у 2005–2006 рр., показали, що ні на одному з них з

часткою площі водозбору, покритою поверхнями, що важко проникають, більш ніж на 11–12%, якість води не відповідало прийнятим у штаті критеріям здорової водної екосистеми [23]. Зазначена частка важко проникних територій стала своєрідним критерієм необхідності розробки спеціальних програм вживання водоохоронних заходів[23].

Всебічне дослідження впливу непроникних територій на водні екосистеми виконано спеціалізованим центром захисту водозборів у США на початку 2000-х років. [26]. Відповідно до зазначеної роботи, погіршення показників якості води починає проявлятися при перевищенні частки площ, що важко проникаються, більш ніж на 10%, а деградація водної екосистеми відбувається при збільшенні зазначеної частки понад 25%.

Дослідження такого роду становлять великий інтерес для правильного планування розвитку територій, організації міських ландшафтів та підтримки екологічної стійкості водних екосистем, що зазнають впливу урбанізації. На жаль, у вітчизняній науковій та методичній літературі ці питання не набули ще широкого поширення, не кажучи вже про практику управління міським господарством, де у кращому випадку все зводиться до розчищення та благоустрою прибережної зони струмка чи ставка. Найчастіше самі роботи з благоустрою є будівництвом набережних, супроводжуються прокладанням та мощенням доріжок, зведенням павільйонів, наслідком чого є додаткове збільшення непроникних поверхонь та рекреаційного навантаження[26].

Використання реагентів для боротьби з ожеледицею призводить до збільшення мінералізації води. До складу реагентів входять хлориди різних металів (натрію, магнію, кальцію, калію), в них також можуть утримуватися карбамід, гіпс, ціаніди та інші речовини, реакція яких на взаємодію з довкіллям ще не вивчена досконало. Коли сніг тоне, ці речовини та їх компоненти потрапляють у талі води, а також у ґрунт придорожньої смуги, що впливає на хімічний склад поверхневих та ґрунтових вод, пригнічує розвиток рослинного покриву, впливає на видовий склад рослинності,

посилює корозію автомобілів, автодорожніх конструкцій та ін. [37].

Основним способом боротьби із зимовою слизькістю на автомобільних дорогах загального користування поки що залишається фрикційний. Питома вага застосування фрикційних матеріалів становить 94,3%. Аналіз досвіду зарубіжних країн показує, що досить широко застосовуються різні хімічні матеріали для боротьби з ожеледицею на дорогах і міських вулицях. Так, у США використовують понад 10 млн т хлористого натрію та 300 тис. т хлористого кальцію, у Франції – 1,2 млн т, в Англії – 1,5 млн т, у Данії – до 400 тис. т, у Фінляндії – до 150 тис. т хлоридів. У середньому 5 млн. т дорожніх солей щорічно використовується на дорогах Канади. Через побоювання з приводу того, що велика кількість хлоридів вивільняється в навколишнє середовище, проблема використання дорожньої солі, а також розсолів, що використовуються при пилоподавленні, пройшла всеосяжну п'ятирічну наукову оцінку відповідно до Закону про захист навколишнього середовища Канади 1999 року.

За останні роки для боротьби із зимовою слизькістю стали застосовувати поряд із хлористими солями більш прийнятні з екологічної точки зору протиожеледні матеріали на основі ацетатів та форміатів [37].

Для застосування протиожеледних сумішей існують певні нормативи. Так, кількість реагентів не повинна перевищувати норму 2 кг/м² дорожнього покриття, що є надлишковим. При перевищенні вмісту хлористого натрію в сніговому покриві більше 0,2 кг/м² застосування хлоридів повинно бути припинено, а для боротьби з ожеледицею повинні використовуватися інші методи, оскільки очищення стічних вод з поверхні автошляхів від хлоридів далеко не завжди можливе на практиці [19]. Більш того, хлориди на відміну від багатьох інших речовин гірше затримуються ґрунтогрунтами і легко проникають у ґрунтові води. При цьому ведення ефективного контролю за концентрацією хлоридів у снігу в реальних міських умовах часто є складним завданням. Норма внесення визначається видом реагенту, температурним режимом та товщиною льодової кірки. Для кожного реагенту існує своя

формула розрахунку, за якою можна вирахувати норму витрати з урахуванням усіх факторів, що мають істотне значення, що також вносить додаткові труднощі у їх застосування, враховуючи недостатню кваліфікацію дорожніх робітників[37].

Найчастіші помилки при застосуванні реагентів полягають у неправильному, часто надмірному, дозуванні, у виборі невідповідного температурного режиму, у загальному незнанні правил роботи з антиожеледними засобами та технології їх нанесення, недотриманні умов зберігання, відсутності належного контролю за їх використанням.

Всі ці фактори призводять до забруднення території міст мінеральними речовинами, які так чи інакше потрапляють у зливову каналізацію і далі до довколишніх водних об'єктів, змінюючи хімічний склад вод і збільшуючи вміст солей. Для багатьох річок протягом останніх 100 років сезонна динаміка мінералізації помітно змінилася. На початку минулого століття мінералізація річкової води підвищувалася від травня до березня. Зменшення мінералізації відбувалося у період сніготанення. До кінця минулого століття внутрішньорічний хід мінералізації змінився на протилежний: вміст солей навесні підвищується і знижується до кінця літа за рахунок розведення дощовими та ґрунтовими водами, при цьому загальний вміст солей зріс майже вдвічі. Встановлено також, що для деяких річок у складі поверхневих вод співвідношення хлоридів та сульфатів зміщене у бік хлоридів, що говорить про глибоке перебудовування умов формування якості води на тлі широкого використання протиожеледних реагентів та накопиченого забруднення у міських ґрунтах [37].

Істотне навантаження водні об'єкти вносить забруднення атмосфери.

Спостереження за сніговим покривом поблизу міст використовуються як індикатор стану атмосферного повітря. Якісний аналіз хімічного складу дозволяє ідентифікувати джерела атмосферних викидів та отримати просторові розподіли параметрів на міських та прилеглих до міста територіях.

Випадаючий сніг ефективно сорбує домішки з атмосфери та депонує не лише вологі випадання атмосфери, а й сухі пилові викиди від техногенних джерел та автомобільного транспорту.

У період снігового паводку талі води виступають активним переносником аерозольних та водорозчинних форм токсикантів. Як показують моніторингові дослідження [36], концентрація ЗР у снігу виявляється на 2–3 порядки вищою, ніж в атмосферному повітрі, тому вимірювання вмісту речовин можуть проводитися досить простими методами та з високим ступенем надійності. Дослідження снігового покриву у містах дозволяє вирішувати завдання ідентифікації джерел антропогенного забруднення аналізованої території.

В якості інформативних хімічних індикаторів стану снігового покриву та хімічних антропогенних забруднень рекомендується використовувати такі мікроелементи: Zn, Pb, Cu, Hg, As, Se, оскільки в умовах танення снігу вони не трансформуються, а лише перерозподіляються на компоненти екосистем: ґрунт, зависла речовина, донні відклади. Найбільш інформативним компонентом у сніговій масі служать тверді частинки, оскільки вони сорбують найбільшу кількість мікроелементів для формування снігового покриву.

Існує вісім найбільш поширених та небезпечних груп речовин, що забруднюють повітря [37]:

- суспензії (частинки та краплі), що знаходяться у повітрі у зваженому стані та спостерігаються візуально у вигляді смогу або серпанку. Інші забруднюючі компоненти, присутні у газо- або пароподібному стані, невидимі, за винятком бурого діоксиду азоту. Суспензії можуть переносити хімічні речовини, розчинені в них або сорбовані їх поверхнею;
- вуглеводні та інші леткі органічні сполуки (наприклад, бензин, розчинники для фарб);

- Чадний газ;
- оксиди азоту;
- оксиди сірки, переважно діоксид (сірчистий газ);
- важкі метали;
- озон та інші фотохімічні окислювачі;
- кислоти, в основному сірчана та азотна (найчастіше присутні у вигляді крапель рідини, що утворюють кислотні дощі та тумани).

ЗР, що потрапляють у повітря, можуть переноситися на великі відстані. Тому ареал забруднення, зазвичай, значно перевищує території самих міст. Значний обсяг забруднення атмосфери посідає підприємства енергетичного комплексу[32].

1.3.3 Транспорт

У зв'язку з швидким розвитком автотранспорту, великою кількістю та сильною токсичністю речовин, що містяться у вихлопі автомобільних двигунів, забруднення навколишнього середовища автотранспортом є особливою небезпекою.

У великих містах основне атмосферне забруднення посідає автотранспорт, його частка перевищує 90% [25].

У відпрацьованих газах автомобілів налічується понад 200 хімічних сполук, у т.ч. такі небезпечні здоров'ю людини, як окис вуглецю, оксиди азоту, різні вуглеводні. Бензинові двигуни, крім того, викидають сполуки, що містять метали, хлор, бром, а дизельні - значна кількість сажі, частинок кіптяви ультрамікроскопічних розмірів. Газоподібні домішки, що входять до складу відпрацьованих газів, під дією сонячного світла вступають у реакції, в результаті яких утворюються речовини, за своєю токсичністю, що перевищують вихідні забруднювачі. Накопичення цих продуктів у повітрі за несприятливих метеорологічних умов призводить до утворення

фотохімічного смогу та утворення ядер конденсації опадів[25]. До токсичних компонентів відпрацьованих газів відносяться: оксид вуглецю, вуглеводні, оксиди азоту, оксиди сірки, альдегіди, сажа, бенз(а)пірен, сполуки свинцю.

Особливий інтерес представляє забруднення продуктами стирання металевих вузлів рухомого складу та контактної мережі. Крім забруднення навколишнього середовища, металевий пи́л, беручи в облогу поверхню ізоляторів контактної мережі, створює шар забруднення, при зволоженні якого атмосферою вологою може відбуватися порушення ізоляційних властивостей покриття. Якісний аналіз сухого осаду після випарювання снігових проб показує також наявність у снігу сажі, оксидів металів: свинцю, цинку, натрію, алюмінію, кремнію, міді, хрому[25].

Водний транспорт є провідним для дифузного забруднення водних екосистем. За деякими оцінками, його внесок суттєво нижчий, ніж, скажімо, від сільського господарства та урбанізованих територій. Вплив від одного судна, причалу або пристані на якість води може бути невеликим, проте, зважаючи на кількість таких об'єктів на внутрішніх водних шляхах, сумарний ефект їх впливу стає дуже відчутним. Крім того, велику роль відіграє той факт, що судна та обслуговуюча водний транспорт інфраструктура мають безпосередній зіткнення з водою в умовах фактичної відсутності будь-яких буферних зон, здатних перехопити забруднення[25].

Вплив судноплавства на водне середовище та його мешканців проявляється у кількох формах:

- «пряме» забруднення нафтопродуктами вод від роботи суднових двигунів, аварій, технічної несправності суден, особливостей технологій вантажоперевезень, експлуатації та забезпечення роботи водного транспорту;
- «шумове» забруднення водойм від роботи суднових двигунів та вібрації корпусу суден, що впливає на життєдіяльність мешканців водойм;
- "непряме" забруднення, що включає в тому числі "механічне",

"хімічне" (від попадання у воду органічних і неорганічних хімічних сполук разом з обвалюються в результаті переробки берегів від дії суднових хвиль, масами ґрунту), "теплове" забруднення через переробки берегів, що спричинено обваленням берегів від суднових хвиль, попаданням земляних мас у воду, що позначається на зменшенні глибин, інтенсивності прогріву мілководій та, відповідно, зменшення вмісту розчиненого у воді кисню.

Прогрівання води веде також до утворення «біологічного» забруднення від розвитку водної біоти та заростання берегів[26].

2. Ідентифікація джерел дифузного забруднення р.Прут

2.1. Система моніторингу якості води в басейні р.Прут

Якість річкових вод в басейні Пруту оцінюється за результатами хімічних аналізів проб води, відібраних у пунктах її контролю. Розміщення пунктів контролю якості води в межах досліджуваної частини басейну р.Прут показано на рис.2.1.

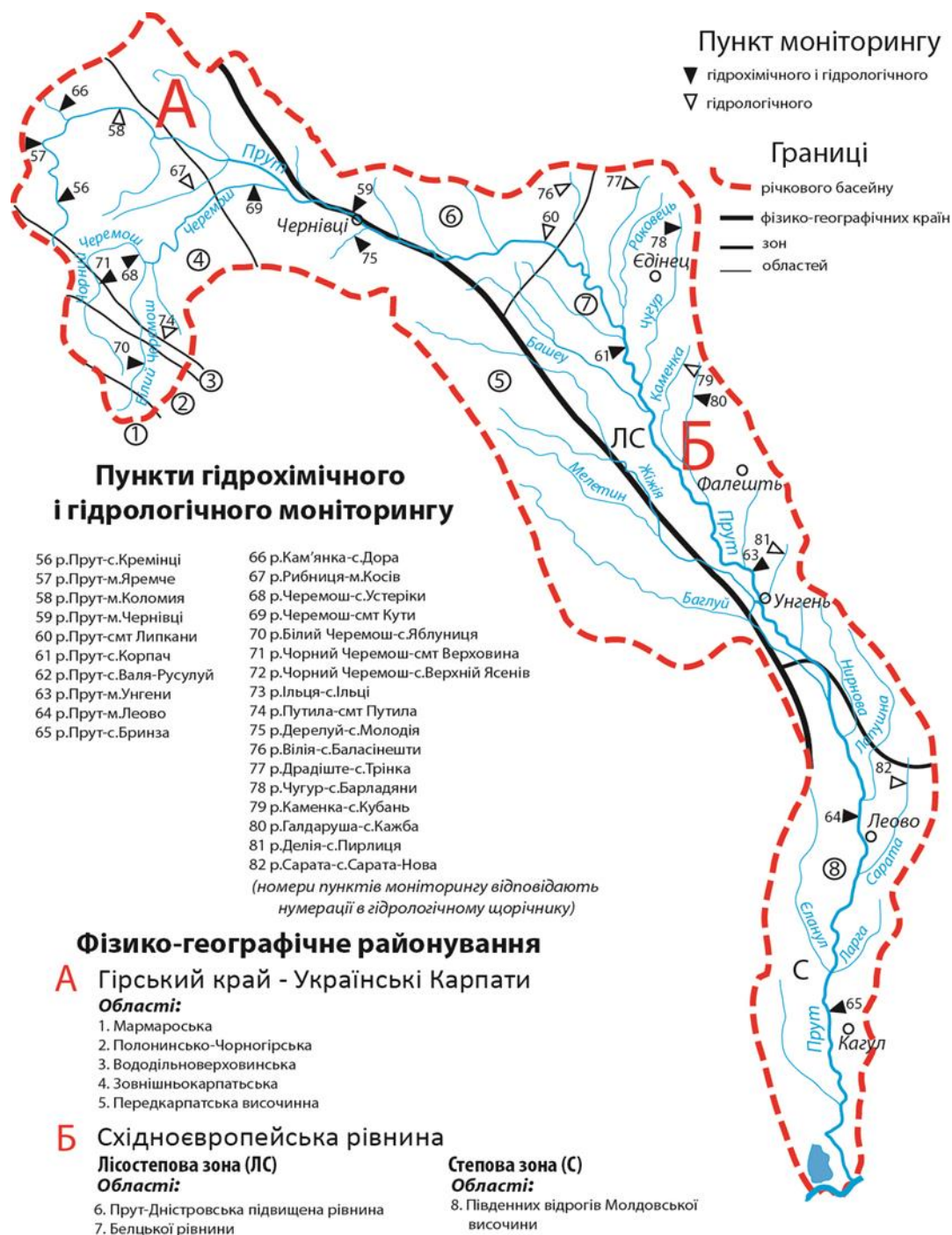


Рис.2.1. Пункти моніторингу якості води в басейні р.Прут [7]

В межах верхньої, української, частини басейну Пруту знаходяться шість пунктів моніторингу якості води, розміщених на гірській, передгірській і рівнинній ділянках річки.

Згідно існуючої методики моніторингу, на ділянці русла річки в межах пункту контролю призначається певна кількість контрольних створів, на яких, власне, і відбираються проби води. Кількість створів контролю визначається потужністю і місцезнаходженням основних точкових джерел забруднення. Дані про розміщення створів контролю якості води на річках басейну Пруту наводяться в табл.2.1.

Таблиця 2.1

Створи контролю якості води на річках басейну Пруту

№	Річка	Контрольний створ
1	Прут	м. Коломия, в 0,5 км вище міста
		м. Коломия, в 0,5 км нижче міста
2		м. Чернівці, в 3,0 км вище міста
3		м. Чернівці, в 3,0 км нижче міста
4		м. Чернівці, в 7,0 км нижче міста
7	Чорний Черемош	сел. Верховина, 1,1 км вище сел.
		сел. Верховина, 0,5 км нижче сел.
8	Черемош	сел. Кути, в 1,0 км вище сел.
		сел. Кути, в 1,0 км нижче сел..

Наведені в табл.2.1 дані свідчать про те, що обраний принцип розміщення пунктів моніторингу дає змогу оцінити якість вод як на певній ділянці річки, так і встановити вплив на неї найбільших населених пунктів.

Повнота інформації про якість води також визначається періодичністю проведення контролю, тобто частотою відбору проб. На аналізованій мережі проби води відбираються не рідше, ніж один раз на місяць в основні фази гідрологічного режиму, тобто не менше 12 проб за рік. Масив даних, одержаних за аналізований (2010-2020рр.) період містить 960 випадків.

При відборі проби води фіксуються його дата, час, глибина горизонту контролю, швидкість течії, витрата і температура води, що дає можливість аналізу зв'язку концентрації хімічної речовини з гідрологічними чинниками. На підставі аналізу ходу водності річки результати хімічного аналізу можуть бути віднесені до відповідної фази гідрологічного режиму. Групування результатів аналізу по гідрологічних сезонах дає можливість виділення генетично однорідних сукупностей, які характеризують періоди формування хімічного складу води під впливом однорідних гідрологічних процесів.

Для проб води визначалось досить широке коло показників її якості, табл.2.2.

Таблиця 2.2

**Перелік показників, які використовуються для оцінки якості води
річок басейну Пруту**

Група	Показник якості води
Загальні і сумарні показники	Температура, запах, прозорість, кольоровість, мутність, водневий показник, твердість
Розчинені у воді гази	Кисень, насиченість киснем, диоксид вуглецю
Розчинені неорганічні речовини	Натрій, калій, кальцій, магній, хлориди, сульфати, гідрокарбонати, сума іонів
Вміст органічної речовини	Біологічне і хімічне споживання кисню
Вміст біогенних речовин	Азот амонійний, нітритний, нітратний, сума азотних сполук, фосфати, фосфор загальний
Вміст важких металів	Мідь, хром, цинк, марганець, залізо
Вміст органічних забруднювачів	Феноли, нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні речовини

Одержана на мережі пунктів моніторингу інформація дає змогу досить об'єктивної оцінки якості води Пруту, впливу на неї інфраструктури населених пунктів, встановлення просторових та часових особливостей.

2.2. Методи ідентифікації наявності неточкових джерел забруднення води

2.2.1 Ідентифікація наявності впливу неточкових джерел шляхом оцінки антропогенної складової іонного стоку

Під антропогенною складовою стоку розчинених мінеральних речовин розуміють його частину, зумовлену господарською діяльністю. Збільшення стоку іонів кальцію, карбонатів і гідрокарбонатів за рахунок господарської діяльності лімітується слабкою розчинністю CaCO_3 і карбонатно-кальцієвою рівновагою, тому антропогенна складова формується переважно за рахунок сульфатів, хлоридів, натрію, калію і меншою мірою магнію.

Надійним способом оцінки забруднення природних вод значних територій є виділення антропогенної складової іонного стоку за розрахунковий проміжок часу. Однак така оцінка можлива лише в тому разі, коли є гідрохімічний фон, що дає змогу розрахувати величину іонного стоку в межах розглядуваної території, зумовлену лише природними чинниками. За відсутності природного гідрохімічного фону оцінюється відносне забруднення природних вод за шуканий проміжок часу. У цьому разі вихідні величини іонного стоку розраховуються за даними відносного гідрохімічного фону. Порівнюючи величини іонного стоку, розраховані за даними природного або відносного гідрохімічного фону, з величинами сучасного іонного стоку, можна оцінити абсолютну і відносну величини антропогенної складової за рахунок Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- . Для стоку кожного з цих іонів антропогенну складову пропонується визначати за різницею

$$R_{i \text{ антр.абс(відн)}} = R_i - aR_{i \text{ прир(відн)}} \quad (2.1)$$

де $R_{i \text{ антр.абс(відн)}}$ – абсолютна або відносна величини антропогенної складової іонного стоку; R_i – величина іонного стоку за розрахунковий період; $aR_{i \text{ прир(відн)}}$ – величина іонного стоку, визначена за даними природного або відносного гідрохімічного фону; a – поправка на різницю у водному стоці за обидва розрахункові періоди (визначається емпірично) [3,5].

Для визначення поправки a будується графік залежності мінералізації

від витрати за даними природного (відносного) гідрохімічного фону. Знявши з кривої графіка необхідні дані, поправку a можна обчислити за формулою

$$a = \frac{Q_2 C_2}{Q_1 C_1} \quad (2.2)$$

де Q_1 – середньорічна витрата за перший розрахунковий період; C_1 – мінералізація, що відповідає на графіку витраті Q_1 ; Q_2 – середньорічна витрата за другий розрахунковий період; C_2 – мінералізація, що відповідає на графіку витраті Q_2 .

Другий варіант оцінки антропогенної складової розчинених у природних водах мінеральних речовин ґрунтується на аналізі флуктуацій концентрацій окремих іонів і мінералізації в часі в заданому створі за рівних витрат води. За даними багаторічного ряду спостережень за витратами й концентраціями будується графік зміни концентрацій у часі за орієнтовно однакових витрат; якщо спостерігається тенденція до зростання концентрації хлору, натрію, калію та сульфатів, то за необхідний проміжок часу можна зробити якісну оцінку впливу господарської діяльності на склад води. У разі, якщо однакові витрати збігаються із середньорічними багаторічними, то таким шляхом можна кількісно оцінити зміну середньобагаторічних концентрацій іонів і мінералізації за необхідний відрізок часу під впливом антропогенних чинників [3,5].

Метод ґрунтується на положенні про те, що в природних умовах упродовж порівняно доступного для огляду проміжку часу (20-30 років) за однакових витрат амплітуда коливань концентрацій іонів буде порівняно невеликою, а відхилення від середніх значень будуть величинами випадковими, позитивними чи негативними з однаковою вірогідністю, залежними від відхилень у впливі того чи іншого природного чинника на гідрохімічний і водний режим. Якщо ж спостерігається в цих самих умовах систематичне і зростаюче відхилення концентрацій від середньої величини, то це свідчить про закономірне збільшення ролі якогось одного чинника у формуванні хімічного складу води в багаторічному розрізі. За відсутності

природних причин виникнення такого одnobічного процесу їх слід шукати серед штучних. В умовах України відсутність корелятивного зв'язку між витратами й концентраціями завжди спричинена впливом антропогенних чинників [2,8,11].

Застосування першого варіанту викладеної вище методики є можливим лише за наявності надійної інформації щодо фонових концентрацій хімічних речовин у річкових водах. Наразі такі дані відсутні, хоча спроби встановлення фонових концентрацій для річкових вод окремих природно-кліматичних зон і річкових басейнів здійснювались на початку 2000 років [2,4].

Другий варіант методики може бути значно спрощеним і використаним для ідентифікації неточкових джерел забруднення. Він полягає в аналізі особливостей залежності концентрацій хімічних речовин від водності. Для річок – це аналіз залежності концентрацій хімічних речовин від витрати води. Наявні результати моніторингу дозволяють проведення таких досліджень, оскільки при відборі проб у створах контролю фіксується витрата води.

Для консервативних речовин (головних іонів і їх сумарного вмісту) залежність концентрації від витрати має, зазвичай, корелятивний зворотний характер з найбільшими у маловодні (літньо-осіння та зимова межени) і мінімальними – у багатоводні (весняна повінь та літньо-осінні паводки) сезони концентраціями речовин.

Для річок з природним або слабозміненим гідрохімічним режимом зв'язок відображає процес розбавлення і може бути вираженим рівнянням степеневі функції

$$C=aQ^{-\epsilon}, (2.3)$$

де C – концентрація консервативної речовини; Q – витрата води; a і ϵ – параметри, які відображають особливості фізико-географічних умов водозбірної басейну.

За відсутності надходження хімічної речовини з неточкових джерел забруднення нижня частина кривої залежності асимптотично

наближатиметься до осі ординат, при цьому величини концентрацій відповідатимуть фоновим для певної ділянки водотоку. На наявність впливу неточкових джерел емісії хімічних речовин вказує підвищення їх концентрацій при значних витратах води, які спостерігаються, найчастіше, під час дощових літньо-осінніх паводків. Саме випадання злив на поверхню водозбору і формування інтенсивного поверхневого стоку «вмикає» дифузні джерела забруднення. Чинники формування аномально високих концентрацій хімічних речовин при підвищенні водності були вивчені рядом дослідників, зокрема, Д.В.Закревським і С.І.Сніжком [6,12].

Зв'язок концентрацій неконсервативних речовин з водністю не має корелятивного характеру, оскільки чинниками їх змін є характер перебігу фізики-хімічних і мікробіологічних процесів у водотоках. Разом з тим, і аналіз залежностей концентрацій неконсервативних речовин від водності також дозволяє встановлення наявності впливу розподілених джерел забруднення, які також спостерігаються при високій водності.

2.2.2. Ідентифікація наявності розподілених джерел забруднення за результатами розрахунку гідрохімічного балансу

У найпростішому випадку – за наявності одного точкового джерела емісії рівняння балансу консервативної речовини для створу гарантованого повного перемішування має вигляд:

$$C_{\phi}Q + C_{cm} \cdot q_{cm} = C_k(Q + q_{cm}) \quad (2.4)$$

Для ділянки річки, де в неї відводяться стічні води, впадають допливи, які у складі свого стоку містять консервативні забруднюючі речовини, рівняння балансу набуває вигляду:

$$C_{\phi}Q + \sum C_{ст} q_{ст} + C_{допл} q_{допл} = C_k(Q + q_{ст} + q_{допл}) \pm \Delta_R, \quad (2.5)$$

де C_{ϕ} , $C_{ст}$, $C_{допл}$, C_k - концентрація розглядуваної речовини у фоновому створі річки, у стічних водах, водах допливів та контрольному створі відповідно, мг/дм³;

Q , $q_{ст}$, $q_{допл}$ - відповідні витрати річкових та стічних вод, м³/с,

Δ_R – нев’язка балансу, кг/с.

Добуток $C \cdot Q$ є, фактично, витратою хімічної речовини, яка може бути позначеною символом R , відповідно рівняння 2.5 може бути записане як:

$$R_{\text{ф}} + \sum R_{\text{ст}} + \sum R_{\text{допл}} = R_{\text{к}} \pm \Delta_R, (2.6)$$

де $R_{\text{ф}}, R_{\text{ст}}, R_{\text{допл}}, R_{\text{к}}$ – витрати розглядуваної речовини у фоновому створі, воді допливів, стічних водах та контрольному створі річки, відповідно, кг/с.

Будь-яке рівняння гідрохімічного балансу має певну нев’язку, яка утворюється, по-перше, за рахунок похибок визначення його елементів. У даному випадку це – неточність визначення концентрацій хімічної речовини у водах головної річки, її допливах, скидах стічних вод і витрат річкових і стічних вод. Друга складова нев’язки балансу формується з причин неврахування емісії речовини з необлікованих точкових і розподілених джерел забруднення. Зазвичай, при польових обстеженнях річок переважна більшість точкових джерел забруднення встановлюється, неточкові, з причин своєї специфіки, не завжди можуть бути встановлені. Навіть при виявленні потенційного дифузного джерела забруднення параметри його впливу, як тимчасові і такі, що проявляються лише під впливом погодних умов, не можуть бути враховані.

Таким чином, значення нев’язки балансу Δ_R може бути представлено як:

$$\Delta_R = \Delta_{R_1} + \Delta_{R_2}, (2.7)$$

де Δ_R – нев’язка балансу, кг/с;

Δ_{R_1} – складова нев’язки балансу, що формується неврахованими точковими джерелами забруднення, кг/с;

Δ_{R_2} – складова нев’язки балансу, що формується за рахунок неточкових джерел забруднення, кг/с.

Виходячи з таких міркувань, за результатами розрахунку гідрохімічного балансу для ділянки річки по величині його нев’язки і при її зіставленні з водністю може бути ідентифікована наявність дифузних джерел забруднення.

Про факт їх наявності буде свідчити позитивний знак нев'язки балансу, її більші абсолютні значення при підвищенні водності.

Нарешті, в якості індикатора, хоча і не надто надійного, наявності дифузних джерел забруднення може слугувати характер просторових і часових змін концентрацій хімічних речовин як в межах усього річкового басейну, так і на окремих ділянках річок. Зростання концентрацій по довжині річок, їх різке збільшення під час дощових паводків може вказувати на наявність дифузного забруднення. Більш інформативним для річкових басейнів будуть не концентрації окремих речовин, а інтегральні показники якості води. Як один з таких, що має просту структуру і легко обчислюється, але є досить інформативним, може виступати індекс забруднення води ІЗВ. Методику його обчислення викладено, зокрема, в [13].

3. Ідентифікація точкових джерел забруднення р.Прут

3.1. Атмосферні опади в басейні Верхнього Пруту

Основною ознакою дифузних джерел забруднення є те, що вони дуже динамічні, зміни їх характеристик відбуваються через нерівномірні проміжки часу. Зміни параметрів вихідних величин для дифузних джерел можуть розрізнятися на декілька порядків, тоді як для точкових джерел таке розходження змінюється в межах одного порядку. Вплив джерел дифузного забруднення тісно пов'язаний з метеорологічними чинниками, в основному – з випаданням злив. Тверді атмосферні опади також є чинником дії точкових джерел, які починають емісію забруднюючих речовин внаслідок процесів сніготанення. Винесення в річки розподілених по площі басейну забруднень відбувається, в основному, процесами рідкого і твердого стоку, які формуються атмосферними опадами, що випадають на поверхню водозбору. Дію атмосферних опадів на формування емісії забруднень від дифузних джерел слід розглядати у двох аспектах:

- по-перше, краплі атмосферних опадів, особливо – зливових, які мають кінетичну енергію, внаслідок дії якої руйнуються ґрунтові агрегати, з них вивільнюються частинки твердого стоку і сорбовані на них хімічні речовини;
- по-друге, величина шару опадів визначає об'єм поверхневого і підповерхневого стоку, у складі якого з поверхні басейну виносяться забруднюючі речовини.

Нарешті, самі атмосферні опади є постачальниками забруднень на водозбірній поверхні. При проходженні частинок опадів через шари атмосферного повітря відбувається «вимивання» з нього завислих поліутантів і їх надходження на земну поверхню.

Наразі діючою системою метеорологічного моніторингу відносно надійно контролюється лише один основний параметр атмосферних опадів – висота його шару. Інші характеристики опадів – їх тривалість і інтенсивність визначаються менш надійно і не на усіх пунктах спостережень. Такі

характеристики опадів, як висота падіння, крупність і кут падіння крапель на земну поверхню визначаються тільки при проведенні спеціальних досліджень,

З точки зору оцінки об'єму поверхневого стоку з певного водозбірного басейну повинні визначатись середні багаторічні суми атмосферних опадів.

В межах верхньої, досліджуваної частини басейну Пруту зволоження атмосферними опадами розподіляється нерівномірно, рис. 3.1.

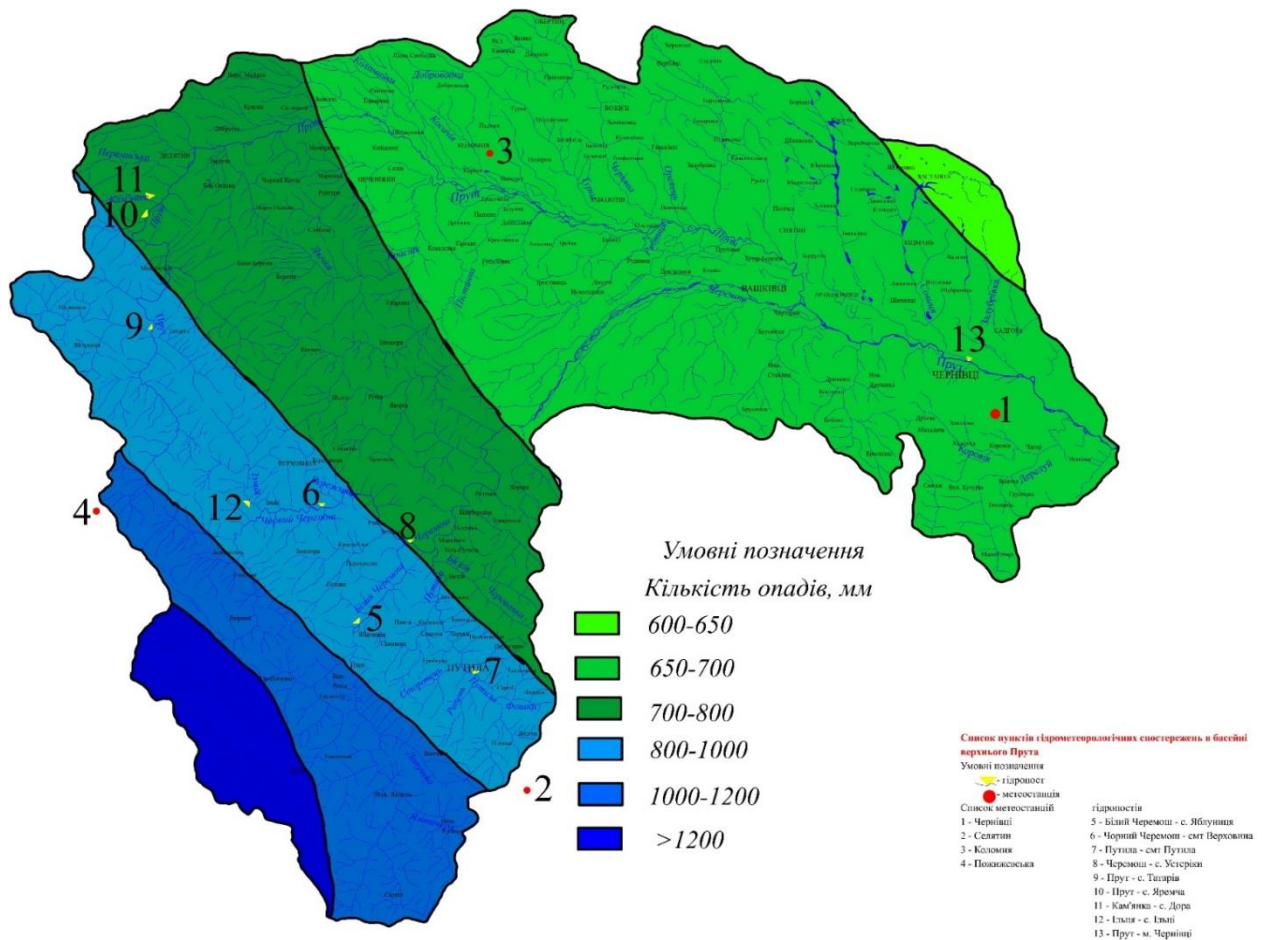


Рис.3.1. Річні шари атмосферних опадів у басейні Верхнього Пруту [14].

Найбільш зволоженою є гірська, південно-західна частина басейну, у напрямку зменшення абсолютних висот – на схід-південний схід річні шари опадів зменшуються. У рівнинній частині басейну їх річна сума становить 600-700мм.

Детальність просторового розповсюдження сум опадів визначається кількістю опадомірних пунктів у межах річкового басейну. Цілком очевидно,

що результати спостережень на окремих, розміщених у різних висотних зонах, опадомірних пунктах, не будуть репрезентативними для всього річкового басейну.

За умов недостатньої кількості опадомірних пунктів виникає необхідність розробки методики розрахунку середньої для водозбірної басейну суми атмосферних опадів. Для водозборів з диференційованим рельєфом найбільш уживаною є методика розрахунку з використанням вагових коефіцієнтів. Величина вагового коефіцієнту визначається часткою басейну з діапазоном висот, якому відповідають результати спостережень на певному опадомірному пункті. Згідно характеру розподілу абсолютних висот елементарних водозборів у басейні Верхнього Пруту [14] можуть бути виділені: високогірна зона з висотами 1401-613м; середньогірна зона (612-263м) і низькогірна зона з діапазоном висот 262-230м. Для встановлених висотних зон репрезентативними можуть вважатись річні суми атмосферних опадів, виміряні на опадомірних пунктах с.Селятин, М.Коломия і м.Чернівці відповідно.

З використанням одержаних значень вагових коефіцієнтів вираз для розрахунку середньозваженої по басейну Верхнього Пруту середньої річної суми атмосферних опадів може бути записаним як

$$H_{\text{сер.зв}} = 0,404h_{\text{Сел}} + 0,496h_{\text{Кол}} + 0,1h_{\text{Черн}}, \quad (3.1)$$

де $H_{\text{сер.зв}}$ – середньозважена для басейну Верхнього Пруту річна сума опадів; $h_{\text{Сел}}$ – річна сума опадів по метеостанції с.Селятин; $h_{\text{Кол}}$ – річна сума опадів по метеостанції м.Коломия; $h_{\text{Черн}}$ – річна сума опадів по метеостанції м.Чернівці.

Між середньозваженою сумою опадів для басейну Верхнього Пруту і середньою багаторічною витратою води в його замикаючому створі існує тісний кореляційний зв'язок, рис.3.2.

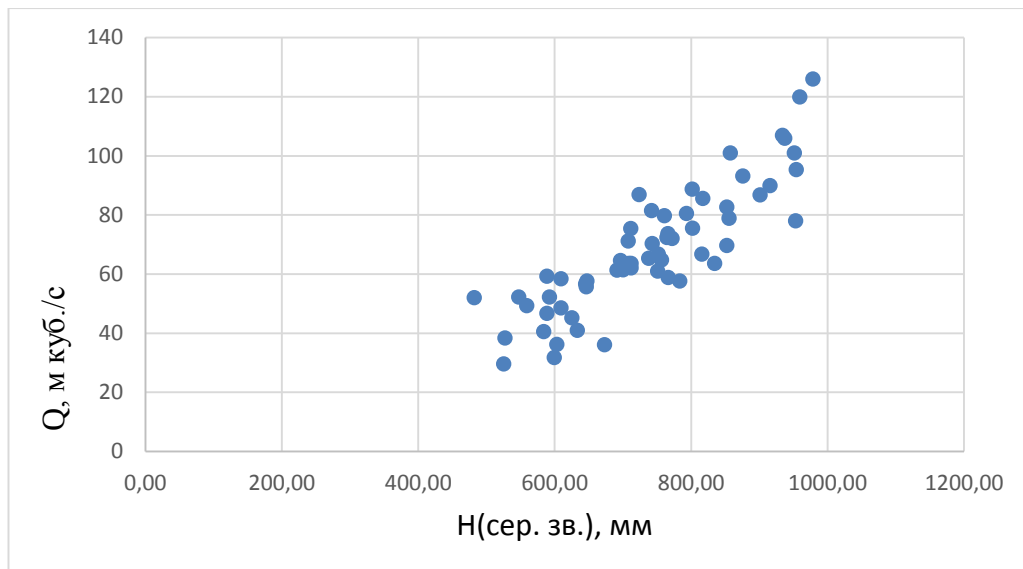


Рис. 3.2 Зв'язок між середніми річними витратами води р.Прут – м.Чернівці і середньозваженою по басейну сумою атмосферних опадів

Зв'язок є корелятивним, прямим, величина коефіцієнта кореляції становить 0,87.

Прояв дії дифузних джерел забруднення спостерігатиметься у багатоводні сезони року – весняної повені і дощових паводків. У верхній частині басейну Пруту весняна повінь починається в кінці лютого – на початку березня. У гірській частині басейну вона на 12-15 днів запізнюється внаслідок більш пізнього початку сніготанення. Хвиля весняної повені може підсилюватись дощами і досягає максимальної висоти в кінці березня – на початку квітня. Літні паводки, викликані випаданням злив, починаються в кінці травня – червні, максимально інтенсивними вони бувають у липні. Висота літніх паводків, зазвичай, перевищує висоту весняної повені. Підйом рівнів під час паводків відбувається дуже різко, їх спад є значно повільнішим. Менш інтенсивними є осінні паводки, які спостерігаються наприкінці вересня – на початку жовтня.

3.2. Встановлення наявності дифузних джерел забруднення за залежностями концентрацій речовин від водності

Аналіз залежності концентрацій хімічної речовини від водності дає змогу встановлення наявності дифузних джерел забруднення. Згідно

прийнятої у нашому дослідженні методики свідченням цього є виникнення підвищеної концентрації хімічних речовин при значних витратах води під час літньо-осінніх дощових паводків.

На базі наявної гідрохімічної інформації були проаналізовані залежності $C=f(Q)$ для груп консервативних і неконсервативних речовин. Консервативними вважаються такі речовини, концентрації яких змінюються відповідно варіаціям водності, концентрації неконсервативних речовин змінюються під впливом фізико-хімічних і біохімічних процесів, проте також зазнають певних змін під впливом варіації водності. В якості речовин першої групи нами аналізувались зміни концентрацій головних іонів, другої – нафтопродуктів, синтетичних поверхнево-активних речовин і важких металів. Вважається, що саме сумарний вміст розчинених мінеральних речовин, СПАР, нафтопродуктів і важких металів є індикатором наявності дифузних джерел забруднення [11,32].

Консервативні речовини. У водах річок басейну Пруту концентрація консервативних речовин закономірно зменшується відповідно зростанню водності води, відображаючи закон розбавлення хімічної речовини у розчині. Залежності концентрацій основних макрокомпонентів хімічного складу води – гідрокарбонатів і іонів кальцію для замикаючого створу басейну Верхнього Пруту – р.Прут – м.Чернівці показано на рис.3.3, 3.4.

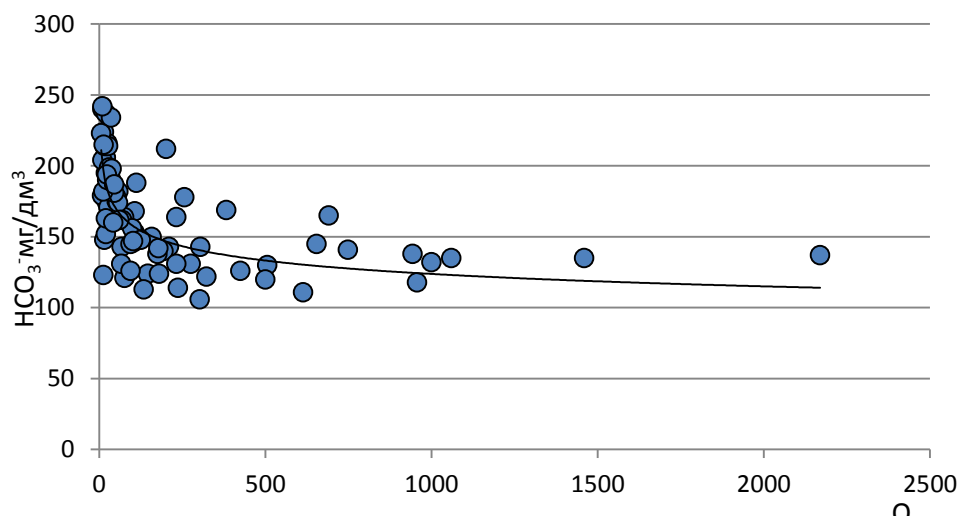


Рис.3.3.Залежність вмісту аніонів (HCO_3^-) від водності р.Прут - м.Чернівці.

Такий же характер, але з іншими параметрами має залежність від водності концентрацій іонів кальцію, рис.3.4.

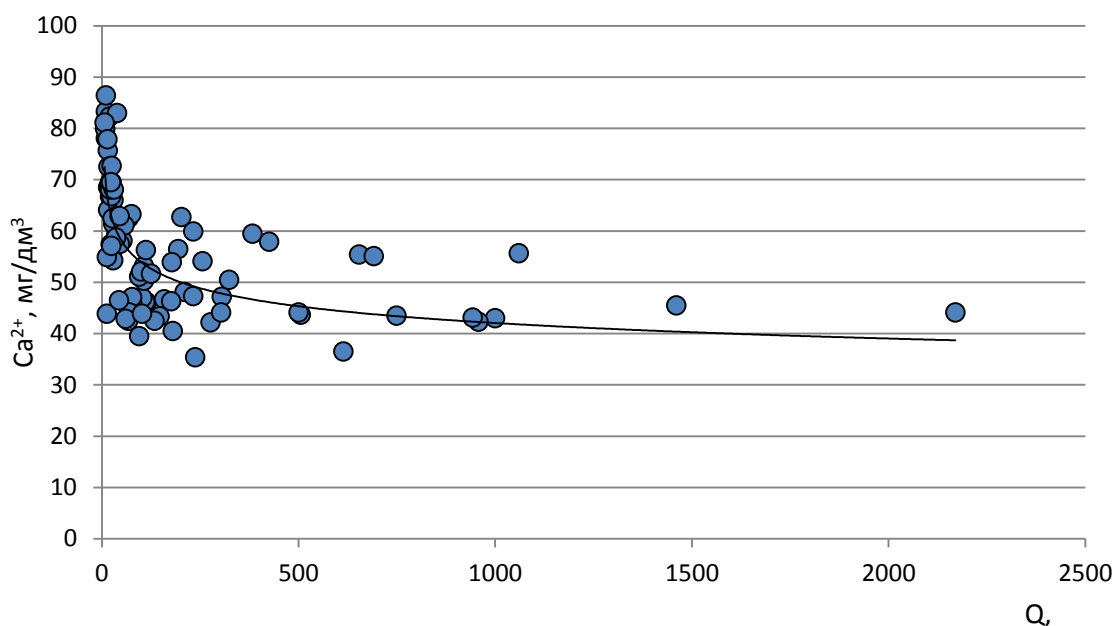


Рис.3.4. Залежність вмісту катіонів (Ca^{2+}) від водності р.Прут-м.Чернівці.

Аналогічним чином змінювались з варіаціями водності концентрації інших головних іонів. В табл.3.3 наведені аналітичні вирази залежності концентрації головних іонів від витрат води для створу р.Прут – м.Чернівці і значення коефіцієнтів кореляції зв'язків.

Таблиця 3.3

Рівняння залежності концентрацій головних іонів від витрат води р.Прут-м.Чернівці.

Головний іон	Рівняння залежності $C=f(Q)$	Коефіцієнт кореляції
HCO_3^-	$C = 257,01Q^{-0,106}$	-0,70
SO_4^{2-}	$C = 98,677Q^{-0,378}$	-0,60
Cl^-	$C = 98,677Q^{-0,378}$	-0,60
Ca^{2+}	$C = 88,516Q^{-0,108}$	-0,69
Mg^{2+}	$C = 18,913Q^{-0,212}$	-0,60
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$C = 52,702Q^{-0,263}$	-0,52

Наведені в табл.3.3 дані свідчать про те, що зв'язки концентрацій головних іонів з водністю є досить тісними, корелятивними. Очевидно, що такий же характер буде мати і залежність від водності суми концентрацій головних іонів, рис.3.5.

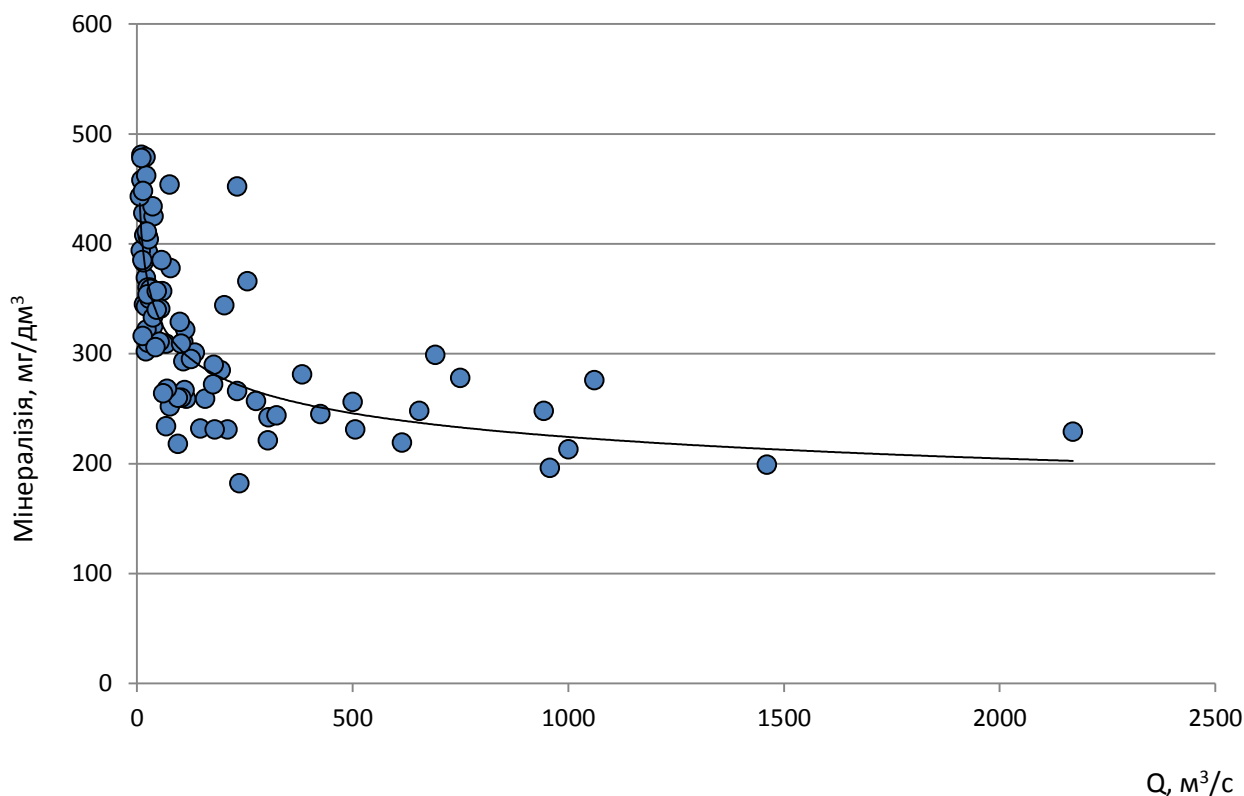


Рис.3.5. Залежність суми іонів від витрат води р.Прут - м.Чернівці.

Аналітичний вираз залежності з коефіцієнтом кореляції -0,76 має

вигляд:

$$M = 558,02Q^{-0,132}, \quad (3.2)$$

Нами був проаналізований характер 35 зв'язків вмісту консервативних речовин з витратами води для річок басейну Пруту при різній водності, табл.3.4.

Таблиця 3.4

Наявність і характер зв'язку або тенденції змін концентрацій хімічних речовин у воді річок басейну Пруту з варіаціями водності

Пункт контролю	Діапазон витрат води, м ³ /с	Консервативні речовини				Неконсервативні речовини			
		SO_4^{2-}	Cl^-	$Na^+ + K^+$	Σіонів	сума азотних сполук	фосфор загальний	нафто-продукти	Важкі метали
р.Чорний Черемош – с.Верховина	3,72-36,8	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	не встановл.	не встановл.	не встановл.	не встановл.
р.Черемош – с.Кути	11,4-242	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	зростання ВП**,ЛОП	зростання ВП**,ЛОП	зростання ЛОП	зростання ЗМ, ЛОП
р.Прут – м.Коломия	3,1-85,2	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	зростання ВП**,ЛОП	зростання ВП**,ЛОП	зростання ЛОП	зростання ЗМ, ЛОП
р.Прут – м.Чернівці	6,4-280	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	зростання ВП**,ЛОП	зростання ВП**,ЛОП	зростання ЛОП	зростання ЗМ, ЛОП
р.Дерелуй – с.Коровія	0,4-126	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	кор., зворотн., нелін.*	зростання ВП**,ЛОП	зростання ВП**,ЛОП	зростання ЛОП	зростання ЗМ, ЛОП

* кор., зворотн., нелін. – зв'язок між концентрацією хімічної речовини і витратою води кореляційний, зворотний, нелінійний.

** фази водності: ЗМ – Зимові межі; ВП – весняна повінь; ЛОП – літньо-осінні паводки

Встановлено, що зв'язок між концентраціями консервативних речовин і варіаціями водності досліджуваних річок має корелятивний зворотний нелінійний характер. При цьому лише в одному випадку вдалося встановити наявність аномально високих концентрацій головних іонів при значних витратах води, рис.3.6.

Залежність вмісту суми іонів від витрат води р.Дерелуй - с.Коровія також має зворотний нелінійний характер з коефіцієнтом кореляції -0,85 і має вигляд:

$$M = 576,73Q^{-0,125}, \quad (3.3)$$

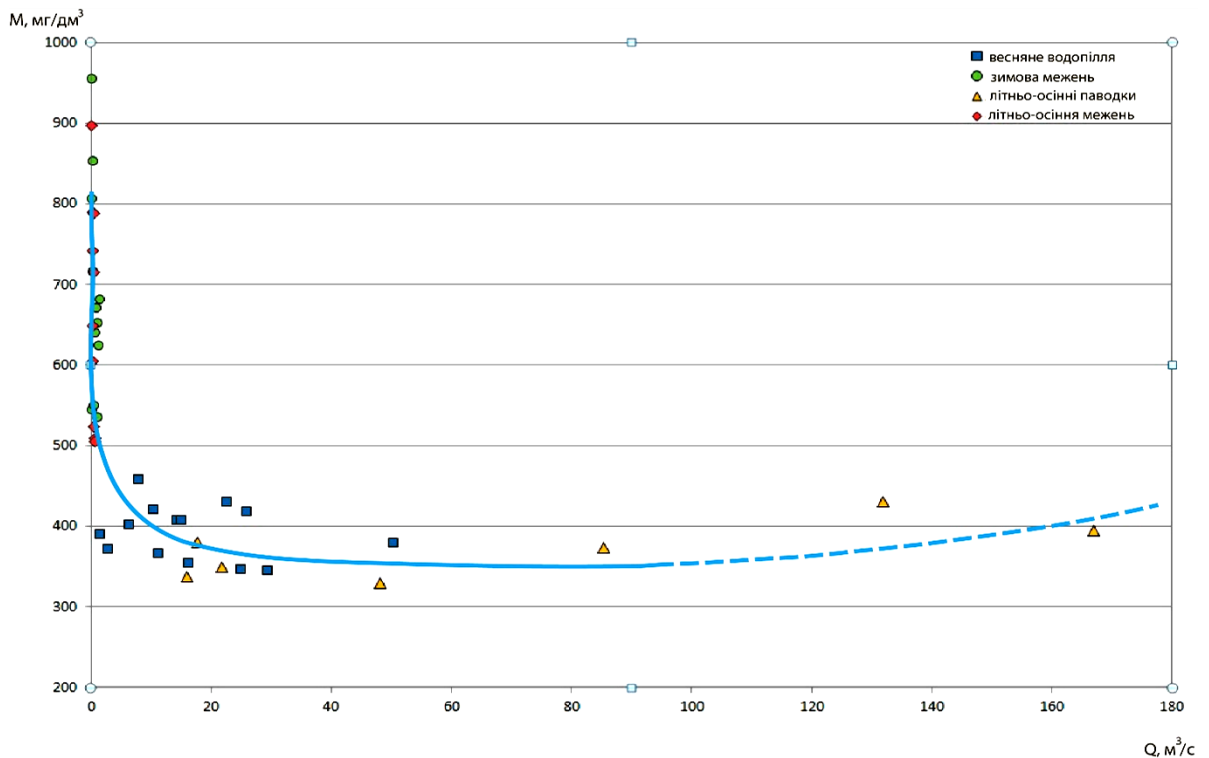


Рис.3.6. Залежність вмісту суми іонів від водності р.Дерелуй - с.Коровія

Таку малу ймовірність прояву дифузних джерел забруднення можна пояснити наступним чином:

- досліджені діапазони витрат води не включають в себе їх максимальних значень під час найбільших дощових паводків, при яких, власне, і є найімовірнішим прояв дифузних джерел забруднення. Виявлений випадок дифузного джерела забруднення на р.Дерелуй - с.Коровія якраз співпадає з періодом одного з найвищих дощових паводків;

- при високій водності відбуваються два протилежно спрямовані процеси розбавлення при надходження у водотоки слабо мінералізованого поверхнево-схилового стоку і емісія забруднень з дифузних джерел. Результатом поєднання цих двох процесів є загальне зменшення концентрацій при збільшенні об'єму винесення забруднень у складі річкового стоку.

Неконсервативні речовини. У змінах концентрацій неконсервативних речовин простежуються тенденції, найчастіше – слабо виражене зменшення при підвищенні водності. Краще вираженими вони є для окремих гідрологічних сезонів, табл.3.4. Аналіз 16 залежностей вмісту неконсервативних речовин у річкових водах басейну Пруту від витрат води показав, що, в цілому, спостерігається їх підвищення у багатоводні сезони. Концентрації найбільш технофільного забруднювача поверхневих вод – нафтопродуктів дещо зростають під час літніх дощових паводків і демонструють наявність дифузних джерел забруднення, рис.3.7.

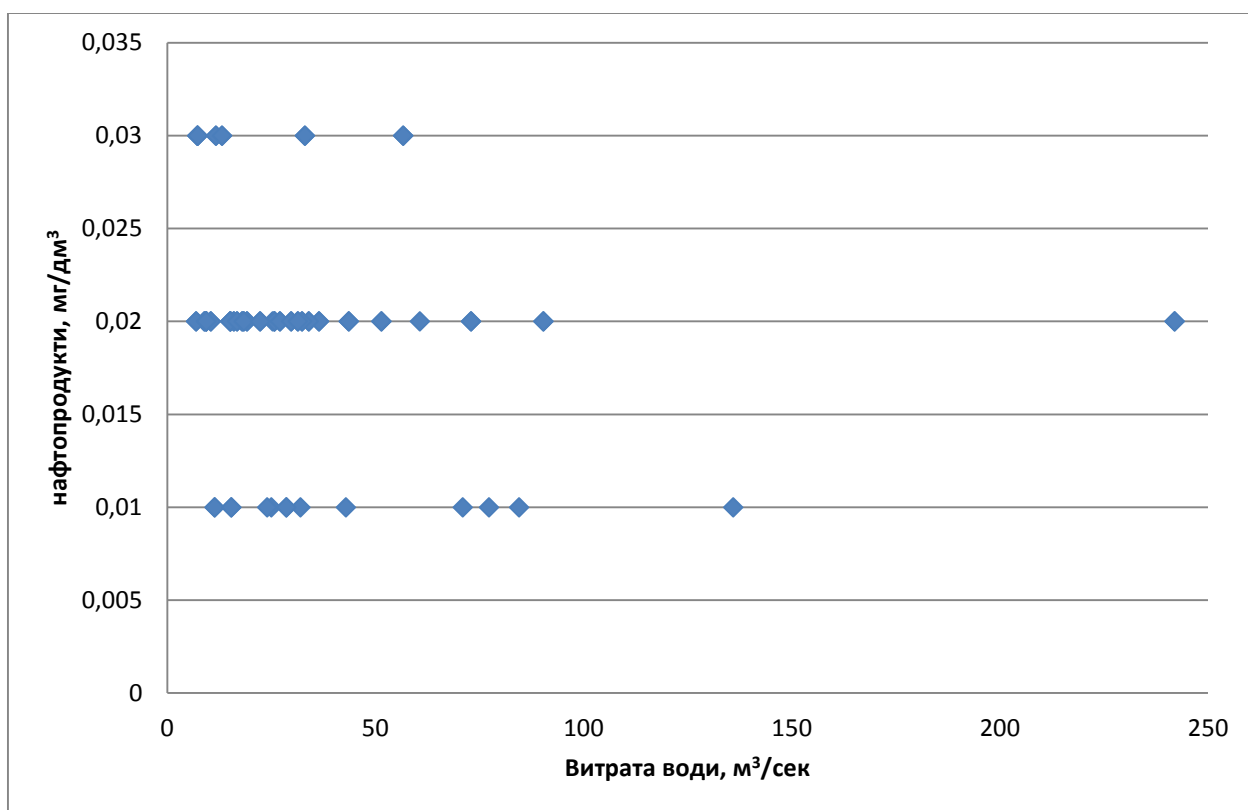


Рис.3.7. Залежність вмісту нафтопродуктів від витрат води р.Прут – м.Чернівці

Для діапазону витрат води 0-100м³/сек. розміщення точок на полі графіку залежності матиме вигляд, рис.3.8.

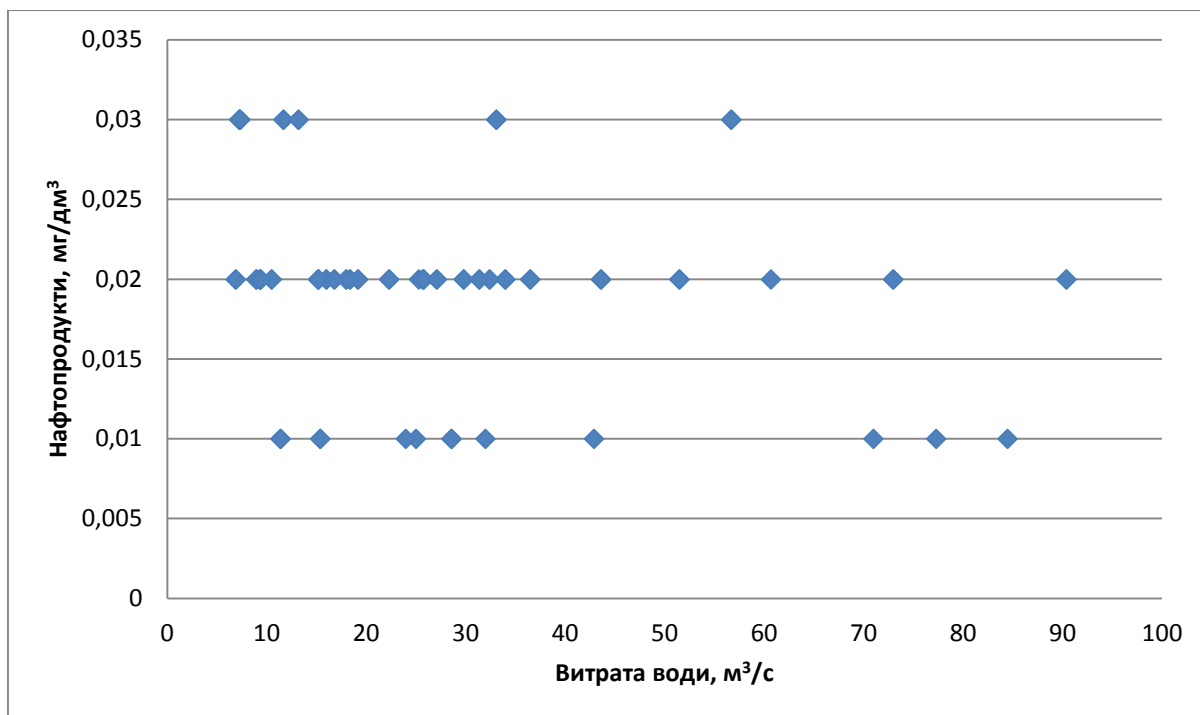


Рис.3.8. Залежність вмісту нафтопродуктів від витрат води р.Прут – м.Чернівці (діапазон витрат води 0-100м³/сек.)

У даному випадку може бути простеженою слабо виражена тенденція до зменшення концентрації нафтопродуктів при зростанні водності.

Деяке підвищення концентрацій важких металів простежуються як у періоди літніх дощових паводків, що можна пояснити їх змивом з поверхні водозбору, так і під час зимової межені за рахунок збільшення в об'ємі руслового стоку високомінералізованих підземних вод.

У непрямий спосіб наявність дифузних джерел забруднення може бути встановленою за аналізом просторових особливостей змін якості річкових вод у басейні Верхнього Пруту.

У верхній, гірській частині басейну наразі відсутні потужні точкові і дифузні джерела забруднення, внаслідок чого води річок є «чистими», про що свідчить величина індексу забрудненості води, що не перевищує значення 1,0 як у багатоводні, так і в маловодні сезони. При проведенні нашого дослідження для вод річки Чорний Черемош не було встановлено наявності

сезонних коливань концентрацій неконсервативних хімічних речовин, спричинених варіаціями водності.

У передгірській частині басейну з абсолютними висотами 600-300м значно збільшується кількість точкових і дифузних джерел забруднення, якими є території населених пунктів і масиви орних земель, їх частка збільшується до 40% площі басейну. Якість річкових вод залишається доброю, вони за величиною ІЗВ оцінюються як «чисті». У маловодні сезони якість вод погіршується, величина ІЗВ становить 1,0-2,5, води оцінюються як «слабо забруднені».

Помітно погіршується якість вод Пруту у нижній частині басейну з потужними – крупні населені пункти і великі площі орних земель – дифузними джерелами забруднення. Води цієї ділянки Пруту в усі гідрологічні сезони оцінюються як «помірно забруднені».

3.3. Встановлення наявності дифузних джерел забруднення за розрахунком гідрохімічного балансу

На ділянці річки Прут в межах м.Чернівці, де виконуються регулярні гідрологічні спостереження і у декількох створах контролюється якість води, встановлення наявності дифузних джерел забруднення може бути виконаним за результатами розрахунку гідрохімічного балансу.

Структура рівняння гідрохімічного балансу для ділянка р.Прут в межах м.Чернівці визначається наявністю і місцезнаходженням допливів і точкових джерел забруднення, рис.3.9.

Фоновий створ знаходиться у районі гідрологічного поста, в 1,0км вище автодорожнього мосту по вул.Хотинська, замикаючий контрольний створ - в районі автодорожнього мосту об'їзної дороги, в 1,0км нижче за течією відведення скидів очисних споруд міської каналізації, у зоні гарантованого повного перемішування річкових і стічних вод. Довжина досліджуваної ділянки русла Пруту по фарватеру становить 11км. При мінімальних меженних швидкостях течії вода Пруту проходить цю ділянку за 5 годин, у

зв'язку з чим процес самоочищення між розрахунковими створами може не враховуватись.

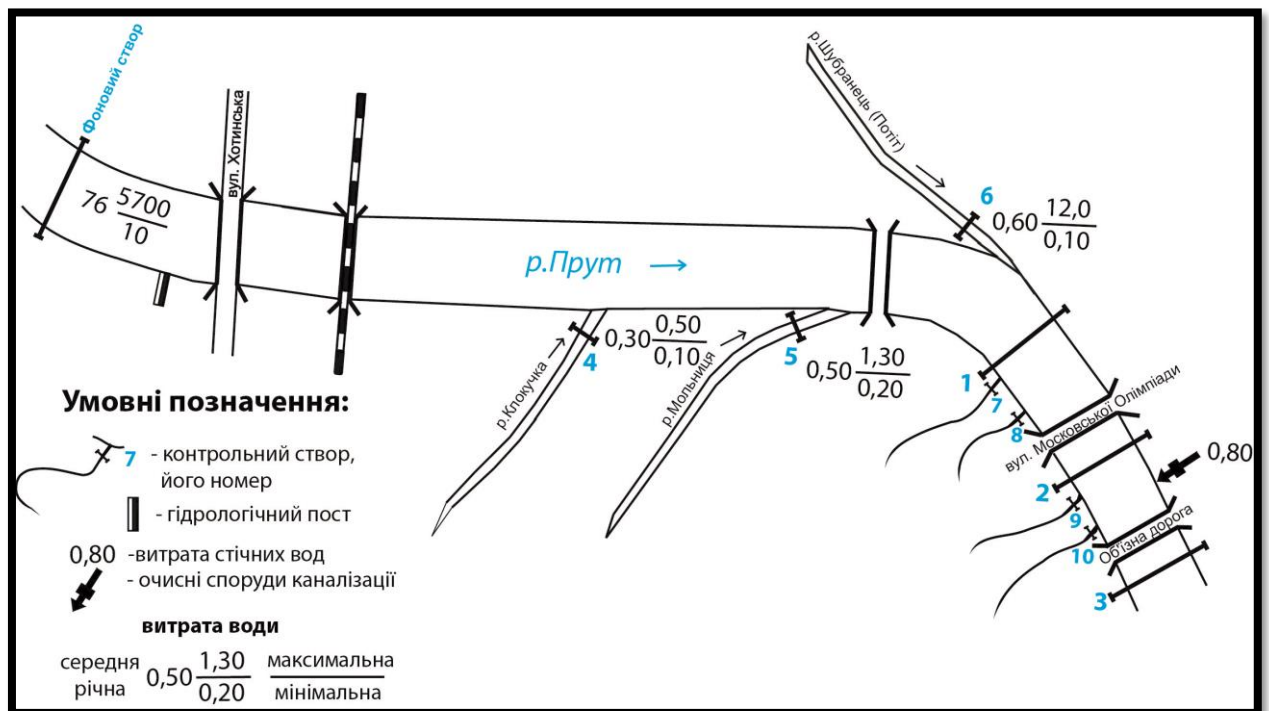


Рис.3.9.Джерела забруднення і створи контролю якості води р.Прут в районі м.Чернівці.

На досліджуваній ділянці в головну річку впадають три допливи: рр.Клокучка, Мольниця і Шубранець (Потіт). Басейнами цих річок є частини території м.Чернівці, у них відводиться поверхневий стік з урбанізованої території, скидаються комунально-побутові і виробничі стічні води. У складі стоку цих річок в Прут надходить значна кількість забруднюючих речовин. Крім постійних, на цій ділянці в головну ріку надходить стік декількох тимчасових водотоків, неперіодично скидаються виробничі стічні води аварійними скидами деяких промислових підприємств. Основним джерелом надходження забруднюючих речовин у нижній частині досліджуваної ділянки Пруту є скид очисних споруд каналізації м.Чернівці.

У воді досліджуваної ділянки Пруту внаслідок емісії забруднюючих речовин їх вміст поступово підвищується. Про це свідчить положення точок

на графіках залежності концентрації від водності і одержаних лініях зв'язків,
рис.3.10 - 3.13.

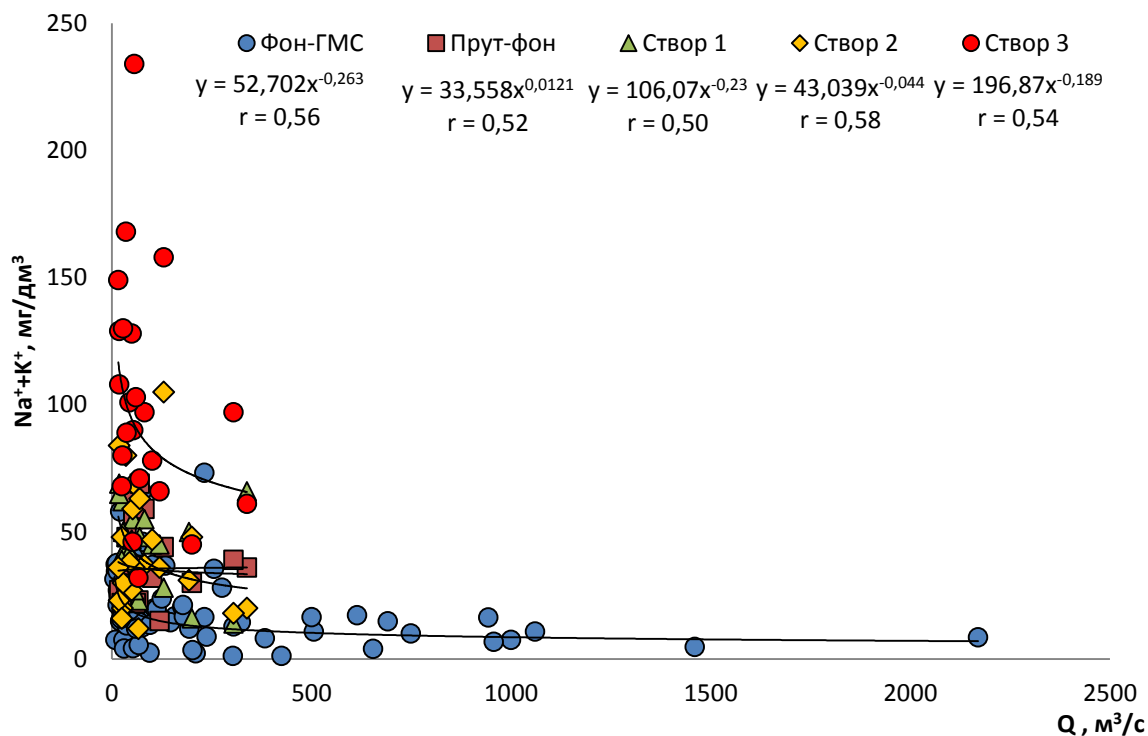


Рис.3.10. Залежність вмісту іонів натрію та калію (Na^+K^+) від водності на ділянці р.Прут в межах м.Чернівці.

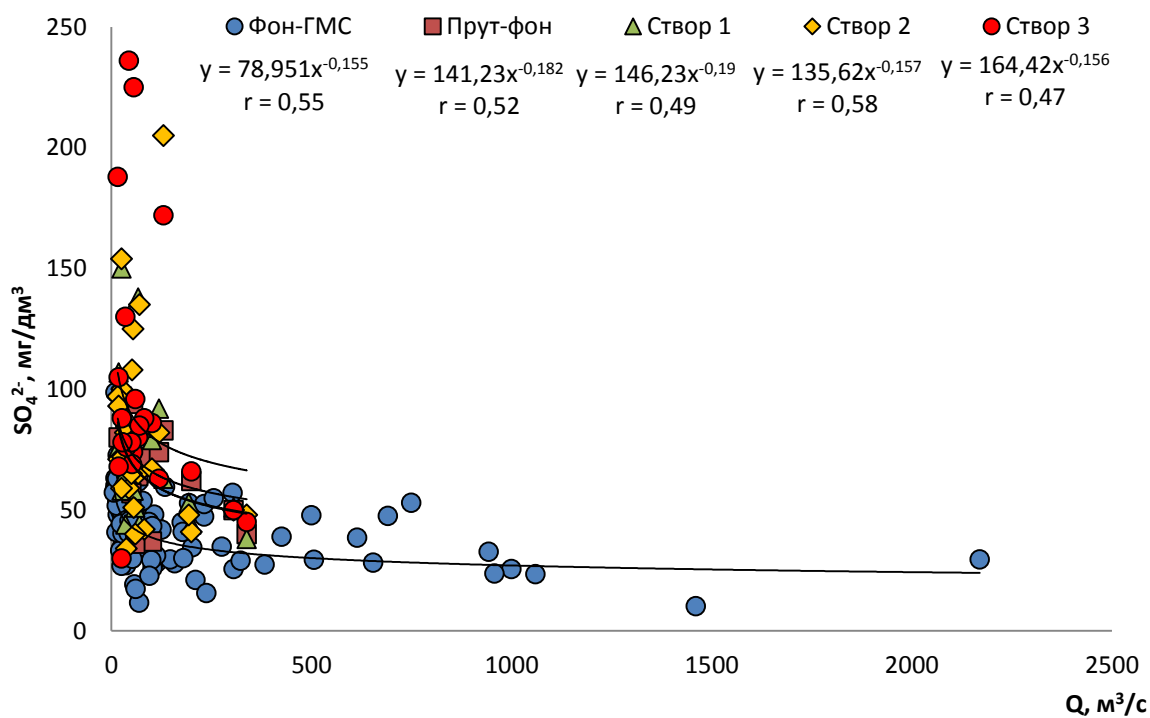


Рис.3.11. Залежність вмісту сульфатів (SO_4^{2-}) від водності на ділянці р.Прут в межах м.Чернівці

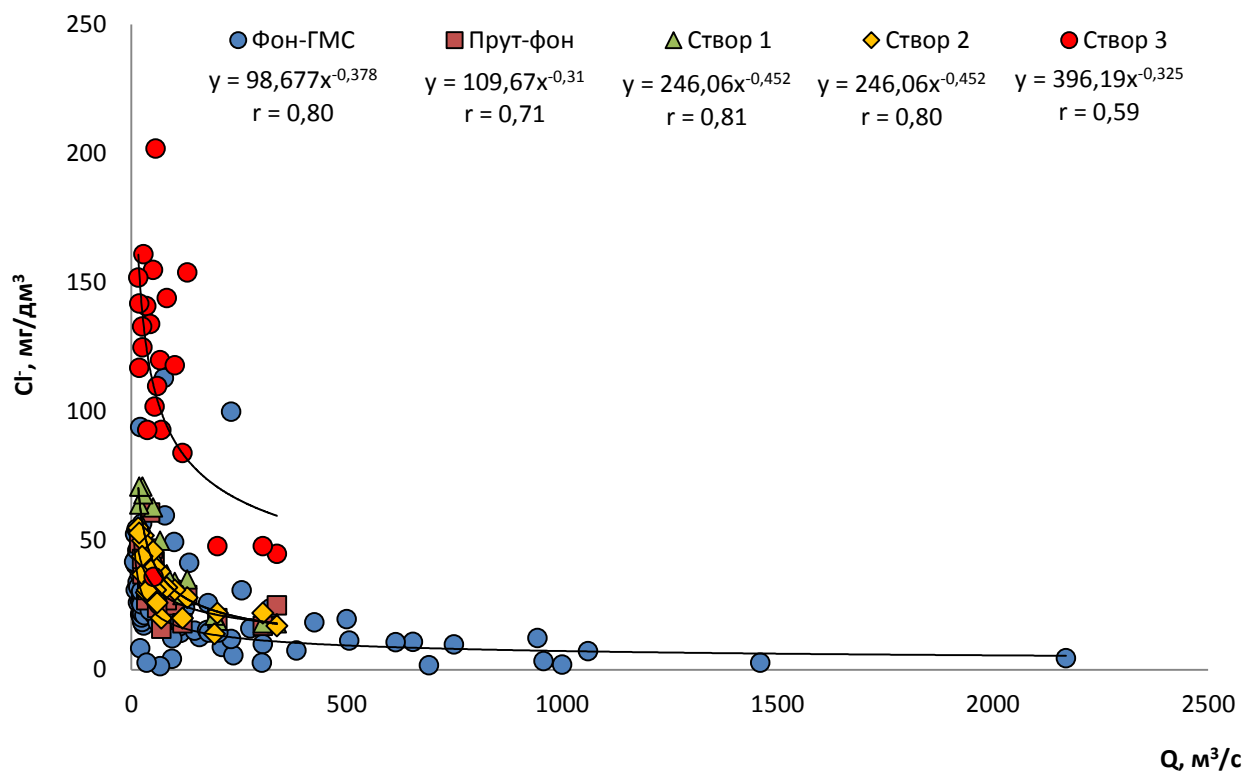


Рис.3.12. Залежність вмісту хлоридів (Cl^-) від водності на ділянці р.Прут м.Чернівці

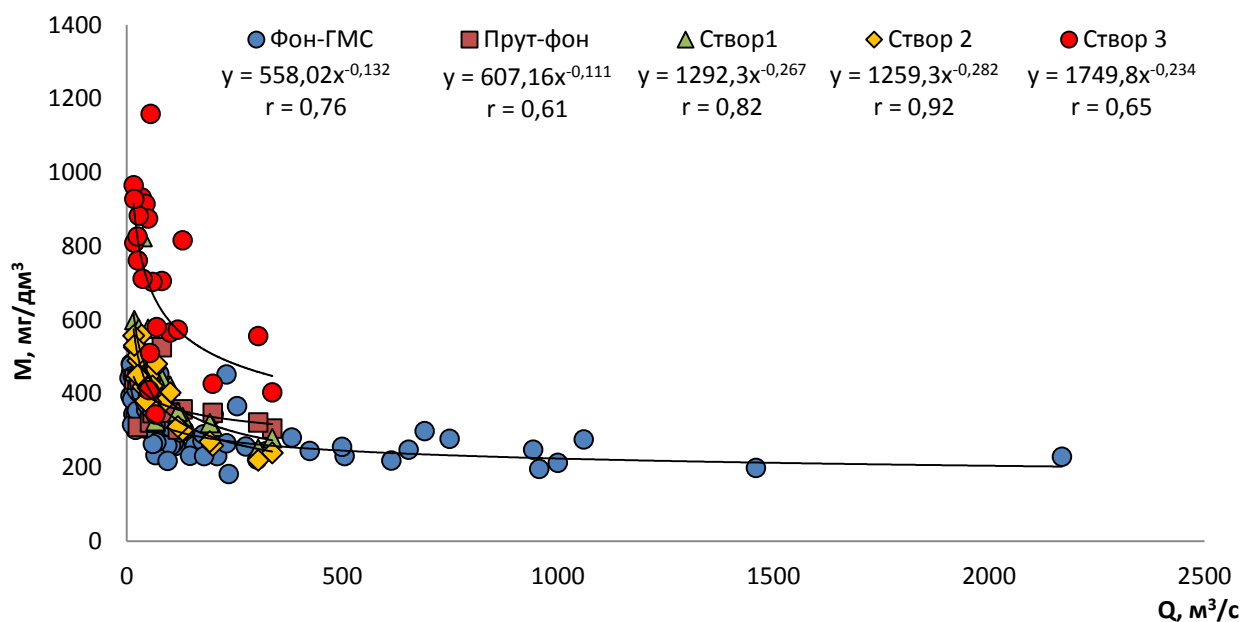


Рис.3.13. Залежність вмісту суми іонів від водності на ділянці р.Прут в межах м.Чернівці.

Таким чином, на досліджуваній ділянці є чотири чітко визначених точкових джерел емісії забруднень: стік трьох малих допливів і скид стічних вод каналізації міста. Параметри цих джерел забруднення (об'єм, режим стоку і його хімічний склад) відомі і регулярно контролюються. Потужним дифузним джерелом забруднення є частина території міста, з якої у головну ріку надходить поверхневий стік, що формується під час сніготанення і зливових паводків. Об'єми і хімічний склад талого і зливого стоку, наразі, не оцінені, їх моніторинг не проводиться. За таких умов нев'язка рівняння гідрохімічного балансу (її знак та відповідність певній фазі водності) може вказувати на прояв дії дифузних джерел забруднення.

Згідно існуючій ситуації, рівняння гідрохімічного балансу для ділянки р.Прут в межах м.Чернівці має вигляд:

$$C_{\text{ф}}Q + C_{\text{кл}}q_{\text{кл}} + C_{\text{молн}}q_{\text{молн}} + C_{\text{пот}}q_{\text{пот}} + C_{\text{ос}}q_{\text{ос}} = C_{\text{к}}Q_{\text{к}} \pm \Delta \quad (3.4)$$

де $C_{\text{ф}}$ – концентрація хімічної речовини у воді фонового створу;

Q – витрата води у фоновому створі головної річки;

$C_{\text{кл}}, C_{\text{молн}}, C_{\text{пот}}$ - концентрація речовини у воді гирлових ділянок допливів;

$q_{\text{кл}}, q_{\text{молн}}, q_{\text{пот}}$ – витрати води в гирлах допливів;

$C_{\text{ос}}$ – концентрація хімічної речовини у скидах очисних споруд каналізації;

$q_{\text{ос}}$ – витрата води скиду з очисних споруд;

$C_{\text{к}}, Q_{\text{к}}$ – концентрація хімічної речовини у воді контрольного створу, витрата води у контрольному створі;

Δ – нев'язка балансу.

Результати розрахунку балансу, виконаного для суми розчинених у воді речовин, наведено в табл.3.5.

Згідно наведених даних, величини відносної (розрахованої по відношенню до фонового значення) невязок балансу змінюються в діапазоні 1,75-32,5%. для всіх 11 випадків розрахунку нев'язка балансу мала

позитивний знак, що вказує на вплив неврахованих, ймовірно – дифузних джерел забруднення. Таке припущення також підтверджується тим, що більші величини невязок були характерними для періодів підвищеної водності головної ріки.

Таблиця 3.5

Розрахунок балансу суми розчинених мінеральних речовин (загальної мінералізації води) р.Прут на ділянці в межах м.Чернівці

Дата	р.Прут-с.Біла фонова ділянка			р.Клюкучка- гірло			р.Мольниця- гірло			р.Потіг- гірло			Скид стічних вод ОС каналізації міста			р.Прут-с.Магала- кар'єр, контрольна ділянка			Δ	
	C_{ϕ}	Q_{ϕ}	R_{ϕ}	$C_{\text{кл}}$	$q_{\text{кл}}$	$R_{\text{кл}}$	$C_{\text{молн}}$	$q_{\text{молн}}$	$R_{\text{молн}}$	$C_{\text{пот}}$	$q_{\text{пот}}$	$R_{\text{пот}}$	$C_{\text{ос}}$	$q_{\text{ос}}$	$R_{\text{ос}}$	$C_{\text{к}}$	$q_{\text{к}}$	$R_{\text{к}}$	кг/сек	%
3.11.2018	0,23	66,6	15,3	0,49	0,31	0,15	0,47	0,37	0,17	0,30	0,10	0,03	0,50	1,16	0,58	0,30	68,5	20,6	4,40	22,8
8.04.2019	0,30	92,2	27,6	0,49	0,31	0,15	0,47	0,34	0,16	0,30	0,19	0,06	0,50	1,16	0,58	0,36	94,2	33,9	5,10	19,2
16.05.2019	0,26	338	87,9	0,95	0,28	0,27	0,64	0,36	0,23	0,62	0,29	0,73	1,10	1,16	1,28	0,35	340	119	28,6	32,5
17.06.2020	0,28	105	29,4	0,57	0,19	0,11	0,62	0,34	0,21	0,67	0,22	0,15	0,75	1,16	0,87	0,33	107	35,3	4,61	15,7
11.12.2020	0,27	51,5	13,9	0,56	0,25	0,14	0,56	0,39	0,22	0,54	0,07	0,04	1,17	1,16	1,36	0,31	53,4	16,5	0,90	1,75
4.12.2021	0,31	74,4	23,1	0,54	0,21	0,11	0,70	0,52	0,36	0,46	0,25	0,12	0,50	1,16	0,58	0,37	76,5	28,3	4,00	17,3
3.02.2022	0,35	36,9	12,9	1,21	0,22	0,27	0,99	0,31	0,31	0,47	0,23	0,11	1,18	1,16	1,37	0,42	38,8	16,3	1,41	10,9
6.08.2022	0,43	28,0	12,0	0,83	0,31	0,26	0,84	0,25	0,21	0,65	0,31	0,24	1,08	1,16	1,25	0,53	30,1	16,0	1,99	16,6
12.05.2023	0,24	119	28,6	0,66	0,30	0,20	0,71	0,25	0,18	0,47	0,18	0,08	1,24	1,16	1,44	0,31	121	37,5	7,01	24,5
24.07.2023	0,38	17,9	6,8	0,67	0,17	0,11	0,69	0,25	0,17	0,62	0,41	0,25	0,99	1,16	1,15	0,49	19,6	9,60	1,12	16,5
17.11.2023	0,34	24,7	8,4	1,03	0,20	0,21	0,59	0,18	0,11	0,47	0,16	0,08	1,03	1,16	1,19	0,42	26,4	11,6	1,09	13,1

Висновки

1. Частка внеску дифузних джерел у забрудненні річкових вод може сягати понад 50% і обов'язково повинна враховуватись при проведенні досліджень з оцінки якості вод річкових басейнів. Інтенсивність впливу дифузних джерел у цілому, визначається рівнем техногенного навантаження на річковий басейн.

2. Основними особливостями дифузних джерел, які не дають можливості їх чіткої просторової локалізації є неперіодичність дії, пов'язана з мінливістю погодних умов, складністю і непередбачуваністю хімічного складу, шляхів і способів його надходження у водні об'єкти.

3. Основним метеорологічним чинником, який спричиняє дію дифузних джерел забруднення, є атмосферні опади, особливо – інтенсивні зливи і періоди сніготанення, під час яких формується інтенсивний поверхнево-схильний стік. Вплив дифузних джерел найчіткіше проявляється у періоди підвищеної водності – під час весняної повені і літньо-осінніх дощових паводків.

4. Хімічними індикаторами дифузних джерел забруднення є сполуки біогенних елементів – азоту і фосфору, розчинні мінеральні сполуки, органічні забруднюючі речовини – пестициди, нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні речовини, важкі метали.

5. Результати стандартних спостережень за хімічним складом річкових вод практично не дозволяють надійної ідентифікації дифузних джерел забруднення. У випадку виявлення дії дифузного джерела не вдається кількісно оцінити його вплив.

6. Складність ідентифікації дифузного джерела пояснюється тим, що при високій водності паралельно відбуваються два протилежно спрямовані процеси. По-перше, відбувається емісія забруднюючих речовин з поверхні водозбору. По-друге –

розбавлення розчинів політантів водами слабо мінералізованого поверхнево-схилового дощового або талого снігового стоку. Внаслідок цього загальна концентрація забруднювачів зменшується, а об'єм винесення забруднюючих речовин у складі річкового стоку збільшується.

7. Необхідна розробка системи моніторингу дифузних джерел забруднення поверхневих вод і плану комплексних заходів з їх нейтралізації.

Література

1. Водна рамкова директива ЄС 2000/60ЄС. К., 2006., 240 с.
2. Гідрохімія України: підручник / Л. М. Горєв, В. І. Пелешенко, В. К. Хільчевський. – К.: Вища шк., 1995. – 307 с.
3. Горєв Л.М., Пелешенко В.І. Методика гідрохімічних досліджень/ Л.М. Горєв, В.І. Пелешенко. – К.: Вища.шк., 1985. – 215 с.
4. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України: Методика. КНД 211. 1.4.010-94. – К; 1994. – 37 с.
5. Закревський Д.В. Антропогенні складові концентрації головних іонів та їх роль у трансформації хімічного складу води р. Случ / Д.В. Закревський, Т.В. Галенко, В.Г. Макаренко // Вісник Київського університету. Сер. Географія. – 1995. – Вип. 41. – С. 136–141.
6. Закревський Д.В. Взаємозв'язок між витратами та мінералізацією води річок басейну Дніпра / Д.В. Закревський, С.І. Сніжко, І.О. Шевчук // Вісник Київського університету. Сер. Географія. – 1989. – Вип. 31. – С. 25–30.
7. Николаєв А.М. Гідрохімічні типи водозборів басейну річки Прут / А.М. Николаєв // Наук. вісник Чернівецького ун-ту : збірник наук. праць. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2013. – Вип. 696 : Географія. – С. 22–25.
8. Осадча Н.М. Аналіз основних антропогенних навантажень та їхніх впливів у районі річкового басейну Сіверського Дінця/ Н.М. Осадча, Е.Й. Осійський, М.П. Скоблей, О.О. Ухань, О.Є. Ярошевич// Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2020. - № 5. – с. 39-44.
9. Осадча Н.М. Оцінка емісії біогенних елементів та органічних речовин у поверхневій воді басейну р. Сіверський Донець від дифузних джерел/ Н.М. Осадча, О.О. Ухань, В.М. Чехній, О.Г. Голубцов// Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології. – Київ: Ніка-Центр, 2019. - 330 с.

10. Осадча Н.М. Антропогенне завантаження біогенними елементами на поверхневі води басейнів Нижнього Дунаю, Дністра та Пруту / Н.М. Осадча, В.І. Осадчий, О.О. Ухань, Д.О. Клебанов, Ю.А. Лузовицька, С.Б. Білецька // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2019. - №3. – С. 77-78.
11. Осадчий В.І. Вплив урбанізованих територій на формування хімічного складу поверхневих вод басейну Дніпра// В.І. Осадчий, Н.М. Осадча, Н.М. Мостова// Наук. праці УкрНДГМІ. – 2002. - Вип. 250. - С. 242-261.
12. Сніжко С.І. Ймовірність появи небезпечних концентрацій забруднюючих речовин у воді гірських річок під час катастрофічних паводків / С.І. Сніжко // Екологічні та соціально-економічні аспекти катастрофічних стихійних явищ у Карпатському регіоні (повені, селі, зсуви). – Ужгород : ВАТ “Патент”. – 1999. – С. 313–316.
13. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С.І. Сніжко. – К. : Ніка-центр, 2001. – 264 с.
14. Соловей Т., Грушинський Т., Юзвяк К. Атлас поверхневих вод басейну Пруту (в межах України). – Кам'янець-Подільський: ПП Мошинський В.С., 2009. – 21 с.
15. A water blueprint for Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013. Доступно за посиланням: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/4890db5a-ddc9-4181-9d39-8a277faef30b>.
16. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions. OECD Studing on Water. OECD Publishing. Paris. 2017. Доступно за посиланням: https://read.oecd-ilibrary.org/environment/diffuse-pollution-degraded-waters_9789264269064-en#page1. 497
17. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control) – Директива по промисловим викидам.

Доступно за посиланням: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32010L0075>.

18. Dressing S.A., Meals D.W., Harcum J.B., Spooner J., Stribling J.B., Richards R.P., Millard C.J., Lanberg S.A., O'Donnell J.G. 2016. Monitoring and Evaluating Nonpoint Source Watershed Projects. United States Environmental Protection Agency Office of Water Nonpoint Source Control Branch. Washington, DC 20460. Доступно за посиланням: <https://www.epa.gov/nps/guidance-monitoring-and-evaluating-nonpoint-source-watershed-projects288>.

19. EC Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. 2000.

20. EC Report from the Commission to the Council and the European Parliament on implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports. 2010.

21. EEC Directive 91/271/ of the European Parliament and the Council concerning urban waste-water treatment. 1991a.

22. EEC Directive 91/676/EEC of the European Parliament and the Council concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. 1991 b.

23. EPA-State Approach to Instream Monitoring for NWQI, 2013.

24. Guidance document on sustainable agriculture in the Danube river basin. ICPDR, 2020. 97 p.

25. Hewlett J.D., Pienaar L. Design and Analysis of the Catchment Experiment // Proceedings of a Symposium on Use of Small Watersheds in Determining Effects of Forest Land Use on Water Quality / Ed. White E. H. University of Kentucky, Lexington, KY, May 22–23, 1973.

26. Impacts of Impervious Cover on Aquatic Systems. Watershed Protection Research Monograph No. 1. Center for Watershed Protection. Ellicott City, 2003.

27. Lombardo L.A., Grabow G.L., Spooner J., Line D.E., Osmond D.L., Jennings G.D. Section 319 Nonpoint Source National Monitoring Program

Successes and Recommendations. NCSU Water Quality Group, Biological and Agricultural Engineering Department, NC State University, Raleigh, North Carolina, 2000. Доступно за посиланням: https://www.epa.gov/sites/production/øles/2015-10/documents/nmp_successes.pdf.

28. Meals D.W. 2001. Lake Champlain Basin Agricultural Watersheds Section National Monitoring Program Project, Final Project Report: May,1994-September, 2000. Vermont Department of Environmental Conservation,Waterbury, VT.

29. Modeling of Nonpoint Source Water Quality in Urban and Non-urban Areas. Report EPA/600/3–91/039 June 1991. 101 p.

30. Moss B., Madgwick J., Phillips G. A guide to the restoration of nutrient-enrichment shallow lakes. 1996.

31. National Nonpoint Source Program – a catalyst for water quality improvements. A report on highlights of the §319 program. 2016. Доступно за посиланням: <https://www.epa.gov/nps/319-grant-reports-and-project-summaries>.

32. Novotny V. Diffuse (nonpoint) pollution a political, institutional and øscal problem. WPSF Journal, V. 60, 1988.

33. NSW Diffuse Source Water Pollution Strategy. Department of Environment and Climate Change NSW, Sydney, 2009. Доступно за посиланням: <https://www.environment.nsw.gov.au/research-and-publications/publicationssearch/nsw-diffuse-source-water-pollution-strategy>.

34. Piwowar, A., Dzikuć, M. (2021). Water management in Poland in terms of reducing the emissions from agricultural sources—current status and challenges. Cleaner Engineering and Technology, Bd. 2, 100082.

35. Spooner J., Szpir L.A., Line D.E., Osmond D.L., Meals D.W., Grabow G.L. 2011. Summary Report: Section 319 National Nonpoint Source Monitoring Program (NNPSMP) Projects. NCSU Water Quality Group, Biological and Agricultural Engineering Department, North

Carolina State University, Raleigh, NC. 456p. Доступно за посиланням:
<https://319monitoring.wordpress.ncsu.edu/states-with-projects/summary-report-full-report/>

36. Success Stories about Restoring Water Bodies Impaired by Nonpoint Source Pollution. 2020. Доступно за посиланням:
<https://www.epa.gov/nps/success-stories-about-restoring-water-bodies-impaired-nonpoint-source-pollution#Why>.

37. Urban Runoff: Low Impact Development. 2020. Доступно за посиланням:
<https://www.epa.gov/nps/urban-runoff-low-impact-development>.

38. USDA–NRCS (U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service). 2003. National Water Quality Handbook. 450–VI–NWQH. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. Доступно за посиланням:
[https://archive.org/details/](https://archive.org/details/CAT30923739) CAT30923739.

39. Wauchope R.D. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – a review // J. Environ. Qual. 1978. 7. P. 459–472.