

Міністерство освіти і науки України
Чернівецький національний університет
імені Юрія Федьковича

**ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ
БЕЗПЕЧНОГО ТА ЗБАЛАНСОВАНОГО
РОЗВИТКУ
РІЧКОВИХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ
СИСТЕМ ПЕРЕДКАРПАТТЯ**

Монографія

*За редакцією
доктора географічних наук, професора Ю.С. Ющенко*



Чернівці
Чернівецький національний університет
2017

УДК 556.06+551.49+28.081
ББК 86.75
Г 464

*Рекомендовано вченою радою Чернівецького
національного університету імені Юрія Федьковича
(протокол № 13 від 26.12.2016 р.)*

Автори: доктор географічних наук, професор Ющенко Ю.С. (розділи 1, 2); кандидат географічних наук, асистент Гончар О.М. (підрозділ 3.1); асистент Григорійчук В.В. (розділ 4); кандидат географічних наук Караван Ю.В. (підрозділи 2.3, 3.2); кандидат географічних наук, асистент Костенюк Л.В. (підрозділ 2.2); кандидат географічних наук Настюк М.Г. (підрозділ 2.3); кандидат географічних наук, доцент Николаєв А.М. (підрозділи 5.1, 5.3); кандидат географічних наук, доцент Паланичко О.В. (підрозділ 2.3); кандидат географічних наук, асистент Пасічник М.Д. (підрозділи 2.2, 2.3); асистент Шевчук А.Ю. (підрозділ 5.4); кандидат географічних наук, доцент Шевчук Ю.Ф. (підрозділи 5.1, 5.2); Ющенко О.Ю. (підрозділи 2.2, 2.3).

Рецензенти:

Ободовський О.Г., доктор географічних наук, професор кафедри гідрології та гідроекології географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка;

Ткачук О.А., доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри міського будівництва та господарства Національного університету водного господарства та природокористування.

Г 464 **Гідроекологічне** обґрунтування безпечного та збалансованого розвитку річкових природно-антропогенних систем Передкарпаття : монографія / Ющенко Ю.С., Гончар О.М., Григорійчук В.В. та ін.; за ред. Ю.С. Ющенка. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2017. – 472 с.
ISBN 978-966-423-406-8

У запропонованому виданні висвітлені найбільш важливі аспекти проблеми формування та розвитку річкових природно-антропогенних систем Передкарпаття. Проаналізовано методологічні питання досліджень річкових природно-антропогенних систем і принципи планування їх збалансованого розвитку. Розроблено та застосовано методику аналізу територіальної структури молодих річкових ландшафтів.

Для спеціалістів у галузі водного господарства, гідрометеорології, екології та раціонального природокористування.

УДК 556.06+551.49+28.081
ББК 86.75

© Чернівецький національний
університет ім. Ю. Федьковича, 2017
© Ющенко Ю.С., Гончар О.М.,
Григорійчук В.В. та ін., 2017

ISBN 978-966-423-406-8

ЗМІСТ

Передмова	7
Вступ	9
Розділ 1. МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕННЯ РІЧКОВИХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ СИСТЕМ ПЕРЕДКАРПАТТЯ.....	11
Розділ 2. ФУНКЦІОНУВАННЯ СИСТЕМ ПОТІК–РУСЛО ЯК ПЕРШООСНОВА РОЗВИТКУ РІЧКОВИХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ СИСТЕМ.....	30
2.1. Генезис і природна структура річкових басейнових систем	30
2.2. Структура та дослідження сучасних річково-долинних систем	33
2.3. Антропогенний вплив на русла та заплави річок Передкарпаття ..	68
Розділ 3. ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ РІЧОК І ЯКІСТЬ ВОДИ ЯК ЧИННИК БЕЗПЕЧНОГО ТА ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ РІЧКОВИХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ СИСТЕМ	118
3.1. Дослідження гідрохімічного режиму і якості води р. Дністер.....	118
3.2. Комплексне екологічне дослідження Верхнього Сірету.....	142
Розділ 4. ІНФІЛЬТРАЦІЙНІ ВОДОЗАБОРИ ПЕРЕДКАРПАТТЯ... ..	177
4.1. Загальна характеристика застосування інфільтраційних водозаборів.....	177
4.2. Фільтраційні водозабори в умовах Передкарпаття	184
4.3. Аналіз питань, пов'язаних із розвитком, реконструкцією, оптимізацією функціонування інфільтраційних водозаборів Передкарпаття	195
4.4. Ресурси поверхневих вод.....	202

Розділ 5. УРБАНІСТИЧНО-РІЧКОВА ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННА СИСТЕМА МІСТА ЧЕРНІВЦІ	221
5.1. Загальна характеристика урбаністично-річкової природно-антропогенної системи міста Чернівці	221
5.1.1. Особливості формування та функціонування системи водних потоків урбанізованої території.....	221
5.1.2. Структурно-функціональна організація системи водних потоків урбанізованої території.....	232
5.1.3. Природно-антропогенні водні потоки міста Чернівці.....	243
5.1.4. Техногенні водні потоки міста Чернівці.....	248
5.1.4.1. Водозабірна та водорозподільна мережі міста Чернівці	248
5.1.4.2. Мережа водовідведення міста Чернівці.....	257
5.2. Якість води в системах водопостачання м. Чернівці.....	282
5.3. Проблема антропогенних змін природних водних об'єктів.....	327
5.3.1. Антропогенні зміни гідрологічного режиму малих річок Чернівців	327
5.3.2. Антропогенні зміни гідрохімічного режиму річок Чернівців	351
5.3.3. Екологічний стан річки Прут у районі міста Чернівці	414
5.4. Стан і надійність систем водопостачання	431
Перелік посилань	447
Додатки	466

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

- ПАС – природно-антропогенна система;
АПАС – аква-ПАС;
РБС – річкова басейнова система;
ВРД ЄС – Водна Рамкова Директива Європейського Союзу;
ІУВР – інтегроване управління водними ресурсами;
СПР – система потік–русло;
БС – басейнова система;
СРДС – сучасна річково-долинна система;
МРЛ – молодий річковий ландшафт;
РГК – річковий геоекологічний коридор;
ОДРЗ – однорідні ділянки русла та заплави;
ПЗФ – природно-заповідний фонд;
СПВС – система поверхневих водотоків;
РС – річкова система;
ЕК – елементи крони;
ОДД – однорідні ділянки долин річок;
ОДд – однорідні ділянки днищ річкових долин;
ОДНТ – однорідні ділянки низьких терас (у межах між заплавою і бортом долини);
РЗК – руслово-заплавний комплекс;
БМР – багаторічний малюнок русла;
БСР – багаторічна смуга руслоформування;
ПД – рядкові ділянки;
КД – кадастрові ділянки;
ОД – однорідні ділянки;

ГД – гирлові ділянки;
РВВ – рівні високих вод;
БД – база даних;
ГДК – гранично допустима концентрація;
СПАР – специфічні забруднюючі речовини;
БСК – біохімічне споживання кисню;
рН – водневий показник;
ІЕ – інтегральний екологічний індекс;
ДО – ділянка обстеження;
ОС – очисні споруди;
БУВР – басейнове управління водних ресурсів;
ІЗВ – індекс забруднення води;
РКНС – районна каналізаційна насосна станція;
ГКНС – головна каналізаційна насосна станція;
СВ – стічні води;
ЛОС – локальні очисні споруди;
ГБ – геохімічний бар'єр;
ХСК – хімічне споживання кисню;
ЗМЧ – загальне мікробне число;
РЧВ – резервуар чистої води;
ВНС – водопровідна насосна станція;
ПО – перманганатна окиснюваність;
БО – біхроматна окиснюваність;
АНС – показник кислотонейтралізуючої здатності;
ПТК – природно-територіальний комплекс;
СПРВ – система подачі і розподілу води.

ПЕРЕДМОВА

Гідрологічні дослідження річок, водних ресурсів Українських Карпат проводяться вже майже сто років. Їх парадигма змінюється відповідно до логіки, об'єктивних закономірностей розвитку природничих наук загалом і гідрології зокрема. Спочатку пізнавальна діяльність була спрямована на виявлення основних характеристик водних об'єктів, закономірностей їх гідрологічного режиму. Пізніше стали приділяти увагу оцінці водних ресурсів, захисту від негативної дії небезпечних природних явищ. Від 80-х років ХХ століття поступово на перший план почали виходити проблеми гідроекологічного характеру, які тепер розглядаються в контексті сталого розвитку, оптимізації природно-антропогенних систем.

Власне колектив кафедри гідрометеорології та водних ресурсів проводить відповідні дослідження від початку ХХІ століття. Зокрема, протягом 2011–2015 років темою дослідження була: «Гідроекологічне обґрунтування безпечного та збалансованого розвитку річкових природно-антропогенних систем Передкарпаття».

На кафедрі об'єктивно сформувались різні напрямки досліджень річкових природно-антропогенних систем: руслознавчий, гідрохімічний, водних систем урбанізованих територій, систем водопостачання та водовідведення. Таким чином здійснюється комплексний опис та аналіз особливостей функціонування і структури досліджуваних об'єктів. Результати такого роду досліджень наведено у даній колективній монографії. Зокрема, професор Ю.С. Ющенко підготував передмову, вступ, розділи 1 та 2, а також здійснив загальне редагування тексту монографії; кандидат географічних наук О.М. Гончар написала підрозділ 3.1; асистент В.В. Григорійчук – розділ 4; кандидат географічних наук Ю.В. Караван – частину підрозділу 2.3 і підрозділ 3.2; кандидат географічних наук,

асистент Л.В. Костенюк – частину підрозділу 2.2; кандидат географічних наук М.Г. Настюк – частину підрозділу 2.3; кандидат географічних наук, доцент А.М. Николаєв – частину підрозділу 5.1 і підрозділ 5.3; кандидат географічних наук, доцент О.В. Паланичко – частину підрозділу 2.3; кандидат географічних наук, асистент М.Д. Пасічник – частину підрозділу 2.2, 2.3; асистент А.Ю. Шевчук – підрозділ 5.4; кандидат географічних наук, доцент Ю.Ф. Шевчук – частину підрозділу 5.1 і підрозділ 5.2; О.Ю. Юшенко – частини підрозділів 2.2, 2.3.

ВСТУП

Інтегроване управління водними ресурсами – невід’ємна складова планування сталого, збалансованого розвитку суспільства та природи. Вирішення проблемних питань у їх взаємодії неможливе без урахування особливостей реального розвитку екосистем та геосистем. У басейнових системах річок центральною ланкою є власне річкові системи, що розташовуються у системах сучасних річкових долин і на основі яких виникають річкові ландшафти, відповідні природно-антропогенні системи.

Басейнові системи та річкові ландшафти Передкарпаття зазнали і зазнають потужного антропогенного впливу. Практично всі вони тією чи іншою мірою змінені людиною. До основних проблем, пов’язаних із цим, відносять: значні зміни русел та заплав, зміни гідрохімічного режиму та пониження якості води в річках, пониження надійності функціонування систем інженерних споруд у руслах і на заплавах, проблеми функціонування і розвитку систем водопостачання та водовідведення населених пунктів, формування особливих урбосистем (і підсистем їхніх водних об’єктів, водних ресурсів), пониження рекреаційно-туристичної привабливості, загалом пониження якості і деградація річкових екосистем і ландшафтів.

Дослідженнями колективу кафедри гідрометеорології та водних ресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича охоплено закономірності функціонування річкових систем потік–русло, територіальної структури сучасних річково-долинних систем та молодого річкового ландшафту, закономірності гідрохімічного режиму річок та формування якості води, проблематику розвитку систем водопостачання та водовідведення, водних підсистем урбанізованих територій; оцінки якості річкових екосистем та інші питання.

Метою дослідження є виявлення основних закономірностей будови та функціонування річкових ПАС, гідроекологічних проблем, пов'язаних з ними, а також обґрунтування шляхів забезпечення їх сталого, збалансованого розвитку.

Розділ 1
МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕННЯ
РІЧКОВИХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ СИСТЕМ
ПЕРЕДКАРПАТТЯ

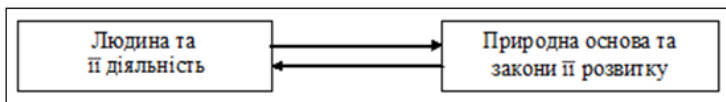
*Основні властивості і структура
природно-антропогенних систем,
пов'язаних із використанням водного ресурсу*

Процеси взаємодії суспільства та природи знаходять своє вираження у формуванні геосистем нового роду, якісно відмінних від природних. Це відбувається поступово, постадійно. Загалом такі геосистеми можна назвати природно-антропогенними (скорочено ПАС). Вони характеризуються значним різноманіттям. Але принципово важливою їх ознакою є керуюча роль суспільства по відношенню до природних складових, природних процесів. Саме суспільство та характер його керування проходять певні етапи розвитку. Відповідно по-різному формуються ПАС: від первинних, примітивних до сучасних збалансованих систем сталого розвитку, культурного ландшафту тощо.

Людина і суспільство утворюють певні цілісні системи разом із природною основою (рис. 1.1). Такі об'єкти підлягають вивченню, управлінню, удосконаленню, оптимізації. Ця цілеспрямована діяльність містить характерні блоки: моніторинг, обробка й аналіз інформації, системи прийняття рішень, управління. Вони стосуються як природної основи, так і власне людини. Самі блоки є досить складними структурами. Так, управління можна розглядати як внутрішні рішення особистості, закони суспільства, міжнародні угоди, органи та інструменти управління. Частиною управління є менеджмент, зокрема екологічний, водоресурсний. Основою ПАС є інформаційні процеси та процеси управління. Їх оптимізація полягає у збалансованості внутрішніх та зовнішніх зв'язків

(стійкості та надійності системи з дотриманням необхідних параметрів її функціонування). При цьому враховується взаємодія із середовищем (іншими системами) і включення в системи вищого рангу. Отже, ПАС – це особливі поєднання різних складових, різного простору: 1) предметно-речовинного (абіогенно-біогенно-техногенного); 2) соціального (що проявляється у соціальних стосунках, законах розвитку); 3) інформаційного (віртуального). Іншими словами, вони включають територіальну прив'язку, соціальну прив'язку та інформаційно-інтелектуальну надбудову (вищий рівень), характеризуються переважанням процесів самоорганізації над руйнуванням, стабільністю станів, збалансованістю потоків речовини та енергії, оптимальним використанням ресурсів. Оптимальні ПАС – це єдності, цілісності нової стадії геоеволюції. У певному розумінні їх можна вважати складовими ноосфери В.І. Вернадського.

а. Об'єкт-система



б. Функціональна структура ПАС



Рис. 1.1. Схема структури природно-антропогенних систем

Усі ПАС, пов'язані з використанням водного ресурсу геоеволюції, можна назвати аква-ПАС (АПАС). Зважаючи на природну основу, серед АПАС виділяють такі найбільш важливі різновиди: басейнові системи, системи на основі різних видів водних об'єктів суходолу (наземних та підземних), системи перехідних вод, Світового океану і систему глобальної взаємодії людства та земних вод. Водні об'єкти є ядрами територіально (просторово) виражених геосистем. Вони можуть бути природними, антропогенно зміненими і штучними. Останні досить різноманітні.

Закономірності розгортання процесів антропогенної стадії геоеволюції проявилися й у взаємодії суспільств із водами. Ведення господарства, розташування поселень біля водних об'єктів, використання їх як шляхів сполучень викликало формування прадавніх АПАС. В індустріальний період сформувалися значно більш розвинуті та різноманітні системи, виникло поняття водних ресурсів. Спочатку воно носило утилітарний характер, тобто означало всі доступні для використання води. Вони однозначно характеризувались як відновлювані. Спостереження за природними водами були спрямовані на їх облік і отримання інформації для наукових досліджень. Формувалася й наука про водне господарство. Виникли поняття водогосподарської системи, водогосподарського комплексу та інші. Водночас у зв'язку з вимогами до якості питної води, зростанням протиріч у використанні водних ресурсів річкових басейнів, регіонів почало формуватися розуміння їх вичерпності, обмеженості, вразливості.

Усвідомлення екологічної кризи, глобальних проблем людства призвело до активізації досліджень перспектив людства і середовища, розробки глобальних моделей розвитку, екологізації науки, зокрема гідрології. Водні ресурси спочатку стали трактувати із врахуванням їх якості і як відносно

відновлювані. Надалі це поняття переросло в поняття якості, екологічного стану вод, водних геосистем. Водний ресурс, водоресурсний потенціал тепер є похідною від якості вод. Системи гідрологічних спостережень стали складовою комплексного моніторингу стану природно-антропогенних систем, гідроекологічного моніторингу, отримали відповідний розвиток.

У системі управління взаємодією суспільства та природи, процесами формування та розвитку АПАС, важливою складовою є управління розвитком річкових басейнових систем (РБС). Басейновий принцип управління водними ресурсами тепер нерозривно поєднаний з принципом інтегрованого управління ресурсами, геосистемами. Зокрема, важливим видом є інтеграція управління водними та земельними ресурсами, розгляд водних ресурсів у контексті формування екосистем, ландшафтів із врахуванням вимог до їх якості, різноманіття, корисних функцій. Такий комплексний, інтегрований підхід органічно поєднується з ідеєю та процесами розвитку екологічної мережі. У підсумку всі ці підходи формують основу для сталого, збалансованого розвитку суспільства в нерозривній єдності з середовищем, геосистемами.

Розгляд РБС як основи управління пов'язаний зі значною їх природною вираженістю, цілісністю, що виникають унаслідок функціонування особливих систем водних потоків на суходолі. Таким чином, природна складова РБС відіграє важливу роль у формуванні відповідних АПАС.

Басейнові АПАС не ізольовані від інших і в певний спосіб із ними поєднуються, взаємодіють. Зокрема, це стосується урбосистем, транспортно-комунікаційних систем, систем перекидання стоку та перерозподілу ресурсів тощо. Все це необхідно враховувати в організації управління РБС. На особливості управління і формування самих РБС впливає їх розмір, «масштаб». Очевидно, що малі РБС зазнають значно

більш інтенсивного антропогенного впливу. Оскільки РБС займають абсолютно більшу частину суходолу, вони поєднуються з геосистемами, які розвиваються на основі водних об'єктів інших типів. Отже, річкові АПАС можна розуміти в широкому та вузькому контекстах. Власне, в останньому це геосистеми, пов'язані з діяльністю річкових водних потоків. Річки поєднані у річкові системи, є частинами систем руслових потоків, що включають як річки, так і тимчасові водотоки.

Відносно водних ресурсів та водних об'єктів суходолу загалом потреби різних галузей господарства, інтереси різних частин суспільства, різних країн взаємодіють далеко не однозначно. Саме це впливає на реальну структуру АПАС. Тому виникають певні водогосподарські комплекси, підсистеми басейнових природно-антропогенних систем. Вони більше підкоряються соціальним, адміністративним законам, хоча прив'язані до природної основи. Основні їх різновиди формуються у зв'язку з найбільш потужними антропогенними процесами і чинниками: урбаністичні комплекси, промислові комплекси, комплекси водного транспорту, комплекси на основі великих гідровузлів та інші. Оскільки в основі антропогенної діяльності техніка і технології, використовують також поділ елементів ПАС на природні, природно-техногенні, техногенні (технічні системи). У теперішній час дедалі важливішим чинником виступають потреби підвищення екологічної якості вод, розвитку екомережі, рекреації, туризму тощо. У підсумку складаються певні співвідношення природних (басейнових) і адміністративно-соціальних та виробничих структур (від локальних до міжнародних). На їх основі формується структура моніторингу й управління АПАС.

Основними вимогами до АПАС можна вважати: збалансованість, стабільність, оптимальність. Узагальнено розглядають екологічну якість і корисні функції (ефективність). Поняття екологічної якості покликано відображати оптимізацію

інтересів суспільства та його стосунків з природою. Тобто інтереси включають якість природних комплексів. Для запровадження, дієвості вимог до якості розробляються й удосконалюються певні стандарти, оцінні шкали та методики оцінювання. У більшості оцінок найвища якість приймається як природний або близький до нього стан. Це своєрідний орієнтир, водночас є загальний і об'єктивний. Але повне повернення до природного стану в багатьох випадках неможливе. Його можна вимагати для об'єктів екомережі і там, де впливи людини можна мінімізувати. В інших випадках метою є максимально можлива якість. Якість з позицій інтересів людини виступає також як система корисних функцій АПАС. Аналіз та контроль корисних функцій, управління ними можливі із застосуванням шкал цінностей. Нині вони формуються здебільшого під впливом екологічного імперативу. (Він включає й умови життєдіяльності та розвитку людини, особистості). Вибудова системи цінностей нерозривно пов'язана з оптимальним поєднанням природно-екологічних та економічних параметрів функціонування ПАС. Це один із центральних процесів їх становлення. Він впливає на систему прийняття рішень, управління.

Інформаційно-організаційна структура (вимір) ПАС включає підсистеми контролю стану (моніторинг); обробки, збереження, використання, аналізу інформації; прийняття та виконання управлінських рішень (підсистема управління). Розглянемо їх по відношенню до басейнових систем.

Функцією моніторингу є контроль стану елементів басейнових систем і, водночас, постачання достатньо повної та якісної інформації для цілей моделювання й управління. Система моніторингу розвивається як у зв'язку із застосуванням новітніх технологій, приладів, так і з поглибленням знань про закономірності функціонування геосистем. Внутрішній аспект розвитку системи моніторингу пов'язаний із дотриманням вимог до точності, однорідності (порівняності), повноти та

інших параметрів інформації. Відносно земних вод такі питання вирішує гідрометрія. Багато досліджень, пов'язаних з контролем стану вод, включають кількісно-якісні оцінки. Для них важлива стандартизація методики оцінювання. В межах річкових басейнових систем поєднуються різні види (складові) моніторингу: поточний, фоновий, моніторинг стану водних тіл за ВРД ЄС та інші.

Інформація, отримана внаслідок спостережень та вимірювань, піддається первинній обробці та систематизації з метою наступного збереження та використання. Зокрема, це завдання ведення водного кадастру. Загалом формуються сучасні банки і бази даних моніторингу. Важливим їх видом є геоінформаційні системи.

Інформація про стан басейнової природно-антропогенної системи повинна включати дані про стан соціальної підсистеми, тобто про процеси, пов'язані з використанням вод. Сюди належать еколого-економічний аналіз, аналіз здоров'я населення, технологічний аналіз та інші. Економічна політика і економічний аналіз спрямовані на забезпечення реалізації принципу покриття витрат за водні послуги. Витрати включають екологічну, ресурсну складову, підтримку функціонування моніторингу, системи управління загалом. Пріоритетом цінової політики є стимулювання раціонального використання водних ресурсів. Економічна політика враховує довгострокові прогнози стану вод річкового басейну та району річкового басейну, а також прогнози необхідних інвестицій в оптимізацію водних послуг. Програма економічних заходів є невід'ємною складовою планів управління річковими басейнами та програм заходів по досягненню екологічних цілей.

Уся первинна інформація про стан басейнової системи піддається аналізу. На основі цього визначають екологічні цілі й розробляють програму дій по їх досягненню. Розробляють також план управління річковим басейном. Така робота

неперервно-періодична і повинна вести до поступової оптимізації АПАС. Фактично це і є головний процес самоорганізації й самовдосконалення АПАС. Його ведуть відповідні спеціалісти. Провідною сучасною концепцією даного процесу є інтегроване управління водними ресурсами. Під інтеграцією слід розуміти поєднання в єдине ціле складових АПАС, а також оптимізацію її зовнішніх зв'язків. Приклади (напрямки) інтеграції: спільне використання водних та земельних ресурсів; поверхневих і підземних вод; вод суходолу та перехідних вод; поєднання інтересів різних споживачів водних ресурсів (у різних галузях і в різних частинах річкової системи); транскордонна співпраця; співпраці регіонів, громад; співпраця громадськості та органів влади та інші. Очевидно, що таке розмаїття питань інтеграції саме повинно підлягати певним головним принципам, які і є законами функціонування АПАС.

Сучасне науково-технічне забезпечення інтегрованого управління водними ресурсами (ІУВР) тісно пов'язане з розвитком інформаційних систем та моделюванням басейнових систем. Застосовуються різні види моделювання: інформаційне, математико-картографічне, імітаційне та інше. Поступово формуються складні системи моделей. Їх розвиток тісно пов'язаний із сучасним розвитком моделювання та віртуального світу загалом. Моделі басейнових систем повинні враховувати: особливості зовнішніх взаємозв'язків з іншими геосистемами (наприклад, із кліматичною системою Землі, екологічною мережею, системами перекидання стоку та іншими); вимоги оптимізації взаємодії соціальної та природної підсистем; необхідні параметри якості та ефективності корисних функцій; вимоги та потреби ІУВР. Особливим аспектом моделювання є об'єктивна оцінка гідроконебезпек та дотримання параметрів гідроконбезпеки. Фактично це особливий вимір якості, надійності.

Важливе завдання досліджень певних класів об'єктів, зокрема АПАС, – класифікація. Основним видом класифікації є генетична, тобто така, що враховує походження і процеси розвитку, самоорганізації системи. Генезис у процесах самоорганізації зумовлений спонтанними процесами певного роду, що реалізуються завдяки наявності необхідних умов. Умови розвитку, історія формування АПАС можуть бути різними. Але, як ми побачили на прикладі басейнових систем, для їх оптимізації необхідно досягти певного рівня організації управління. Як відомо, в основі АПАС лежить інформаційна діяльність людини, головні принципи оптимізації взаємодії людини та природи (для РБС – принципи ІУВР). Без них система не функціонує або функціонує неефективно й може руйнуватися. Планування управління базується на моделюванні та прогнозуванні. Отже, у ПАС та АПАС можна виділяти три основні ієрархічні рівня: 1) інформаційно-управлінський; 2) соціальної прив'язки (органи управління та ін.); 3) природно-технічної прив'язки (предметно-речовинної). Основи їх генетичної класифікації пов'язані, перш за все, з вищим рівнем. Тут моделі можуть мати абстрагований, загальний характер. На нижчих рівнях конкретизуються умови їх застосування, організується система моніторингу (зворотного зв'язку). При цьому в АПАС враховуються всі основні потоки води, що переносить дію людини та природні властивості з попередніх ділянок на наступні. У даному відношенні слід розглядати природні, природно-технічні та технічні системи, на які спрямоване управління. На потоках речовини й енергії задаються параметри якості. Важливими прикладами систем техногенного характеру є: урбосистеми, системи водопостачання та водовідведення, промислові вузли, гірничо-видобувні ландшафти, системи гідромеліорації, перекидання стоку та інші.

На рівні прив'язки до природних об'єктів очевидний поділ їх на основні типи. Для суходолу інтегрованим об'єктом виступають БС. Для океанічних геосистем важливо враховувати: характер природного поділу океану; динамічність вод та біоти; особливості антропогенного, техногенного впливу; важливість міжнародної співпраці. Найбільшого антропогенного тиску зазнають прибережні, перехідні води, а також місця впливу техногенних катастроф.

Через дослідження участі земних вод у розвитку природно-антропогенних систем поступово формується знання про антропогенну стадію акваеволюції. Їх сукупність узагальнено можна назвати антропогенною гідрологією, антропогенною гідроекологією.

Загальні основи і завдання дослідження

річкових природно-антропогенних систем Передкарпаття

Річкові природно-антропогенні системи Передкарпаття розглядаються крізь призму річкових басейнових систем. РБС Карпат є важливим об'єктом міжнародної співпраці, зокрема, це стосується басейнів Верхнього Пруту та Сірету). 6 січня 2006 року набула чинності Конвенція про охорону і сталий розвиток Карпат (Карпатська конвенція). Вона є важливим інструментом забезпечення сталого, збалансованого розвитку карпатського регіону. Гори Карпати – економічне, культурне, рекреаційне середовище та середовище проживання у серці Європи.

У Карпатській Конвенції стаття 6 має назву: Стале та інтегроване управління водними ресурсами та річковими басейнами. Інтегроване управління водними ресурсами (ІУВР) тісно пов'язане з Дублінськими принципами (остаточно прийнятими на Міжнародній конференції з проблем водних ресурсів та навколишнього середовища у Дубліні 1992 року). Ці принципи враховані цього ж року у «Порядку денному XXI століття». ІУВР – це процес, що сприяє скоординованому

розвитку та управлінню водними, земельними та пов'язаними з ними ресурсами, щоб підвищити результативність економічного та соціального добробуту на принципі справедливості й без компромісу для сталого розвитку життєво важливих екосистем. Концепція ІУВР протиставляється фрагментованій системі управління. Вона, за необхідністю, стосується як попиту на воду, так і відновлення, породження, продукування водних ресурсів у гідрологічному циклі. Водні ресурси відносять до категорії обмежених та вразливих. Отже, в інтеграції поєднуються дві основні категорії, підсистеми: природна та життєдіяльності людина.

У природній підсистемі інтеграції особливо виділяється інтеграція управління водними та земельними ресурсами, поверхневими та підземними водами. Розвиток управління водозбором і річковим басейном доводить, що екосистеми логічно прийняті як одиниці планування для ІУВР. Управління водозбором та басейном важливе не лише для інтегрування розв'язання водних та земельних проблем, але й для управління співвідношенням кількості та якості, а також для регулювання інтересів верхньої та нижньої течії. Басейнові системи існують як наслідок особливостей розвитку рельєфу суходолу і, перш за все, завдяки довготривалій діяльності системи потік–русло (СПР). Так само, ще більшою мірою, це стосується підсистеми басейнової системи (БС) сучасної річково-долинної системи (СРДС). Саме тут сконцентровані річкові екосистеми та ландшафти. Тому природно розглядати басейнову конфігурацію ландшафтів і концентрувати увагу на сучасних річкових долинах. Це питання більш детально розглянемо у другому розділі.

Поряд із запровадженням положень Карпатської конвенції, інтегрованого управління водними ресурсами, зважаючи на центральну роль власне річок, річкових екосистем, молодих річкових ландшафтів (МРЛ) та відповідних геосистем,

важливими концептуальними підходами є запровадження принципів Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу та принципів розвитку екологічної мережі. Зокрема, це стосується концепції річкових геоекологічних коридорів (РГК).

Річки – важливий індикатор стану взаємодії суспільства та природи. З ними пов’язана актуальна проблема водних ресурсів. За останні роки намітилася чітка тенденція сприймати їх не просто як певну кількість води чи водний потік, а як складні геосистеми, частини довкілля, географічної оболонки. У зв’язку із цим виникає ціла низка актуальних питань у дослідженнях річок. Це і комплексна оцінка якості, екологічного стану водних об’єктів, і саме розуміння їх сутності, територіальної локалізації, системності, ресурсів, корисних функцій. У їх вирішенні важливі руслознавчі підходи, оскільки саме походження річкових екосистем, ландшафтів, особливості їх функціонування пов’язані з діяльністю системи потік–русло. Такі підходи актуальні також у прикладному, водогосподарському відношенні, оскільки дозволяють поглибити, модернізувати уявлення про гідробезпеку, якість і потенціал водних ресурсів, інженерну взаємодію з річками.

Річкові басейнові системи характеризуються власною структурою. В особливу підсистему виділяється система днищ річкових долин – сучасна річково-долинна система (СРДС). Вона вироблена тривалим функціонуванням систем потік–русло (СПР) річок, є генетичною першоосновою відповідних ландшафтів, екосистем, річкових геосистем загалом.

Можливості руслознавчого підходу до аналізу стану річок зумовлені гідроморфологічною основою та сутністю молодих річкових ландшафтів, екосистем, геосистем. Можна сформулювати руслознавчі, гідроморфологічні ознаки кризи використання та деградації річок Передкарпаття:

- зміни морфології русла та заплави через прямі та непрямі впливи;

- зміна характеру переформувань русел;
- зміни літогенної основи річкового ландшафту, деградація алювіального середовища та відповідні ланцюги наслідків;
- зміни гідравлічного режиму потоку, гідрологічного режиму заплави;
- деградація рослинного покриву та ґрунтів, тваринного світу заплави;
- постійність механічного впливу на русло, деградація екосистем, неможливість виконання функції екологічних коридорів, надзвичайне скорочення розповсюдження ділянок з малим впливом людини (референційні умови);
- пониження якості, редукція корисних функцій річкових геосистем, пониження водоресурсного потенціалу;
- антропогенно зумовлені загрози інженерним і житловим спорудам, гідрологічні ризики, зміни умов затоплень, мала ефективність берегозахисту.

Подібно до річкових систем можна розглядати системи річкових долин, системи дна річкових долин. Це також територіальні об'єкти. Вони поділяються на певні частини, елементи. Відповідно виникають задачі:

- виділення таксономічних одиниць (формування таксономічного ряду);
- визначення територіальних меж;
- охоплення басейну, річкової системи.

Для розв'язання першої задачі ми пропонуємо розглядати: частини річкових долин у межах геоморфологічних країн або областей – ділянки дна річкових долин; однорідні ділянки русла та заплави – нижчі таксономічні одиниці. Слід зауважити, що рівень однорідних ділянок русла та заплави (ОДРЗ) практично відповідає річковим парагенетичним ланкам, що розглядаються у ландшафтознавстві.

При розв'язанні другої задачі на кожному ієрархічному рівні використовуються відповідні ознаки й методики. Важливими

ознаками меж є як планові форми, так і характер рельєфу загалом, маюнок гідромережі, виходи корінних порід тощо.

Вирішення третьої задачі пов'язується одночасно із застосуванням методів районування та методів типології, аналогії. Експедиційні дослідження показують, що в Передкарпатті господарською діяльністю охоплено більшість ділянок річок. Гідрологічні, гідроекологічні дослідження в цьому відношенні значно відстають.

Виходячи за межі виключно територіального підходу, можна розглядати задачу опису й прогнозування еволюції та функціонування складних соціоприродних систем на базі річок – річкових геосистем.

Їх територіальне ядро доцільно зобразити у вигляді ланцюгів певних елементів уздовж річок. Використовуючи ідею екомережі, їх назвемо річковими геоекологічними коридорами (РГК). Такі територіальні об'єкти взаємопов'язані з іншими (рис. 1.2).



Рис. 1.2. Співвідношення річкових геоекологічних коридорів з іншими територіальними об'єктами планування (ПЗФ – природно-заповідний фонд)

У системно-еволюційному відношенні завдання дослідження річкових геосистем такі (рис. 1.3):



Рис. 1.3. Структура проблеми (система задач) розвитку річкових геоекологічних коридорів на основі рівня річкових парагенетичних ланок – однорідних ділянок русла та заплави (МРЛ – молодий річковий ландшафт)

Із позиції наведених підходів важливо дати принципову оцінку деяких існуючих визначень, підходів, нормативних вказівок.

Визнання об'єктами управління складних річкових геосистем добре поєднується із принципами інтегрованого управління водними ресурсами. Наприклад, у статті 6 Карпатської конвенції констатується, що це підхід, який ґрунтується на сприйнятті води як невід'ємної частини екосистеми, природного ресурсу й соціального та економічного

блага. Очевидно, що специфіка управління, функцій даних об'єктів може розглядатися як достатня підстава для виділення їх в особливу категорію земель.

Що ж таке річкова екосистема? Це тільки потік води і тільки в меженний період? При такому підході, у деяких випадках, прибережні захисні смуги навіть не виходять за межі русла. Характер рельєфу заплави, її ґрунти, підземні води, водний режим також лежать в основі відповідних, досить специфічних, важливих для людини екосистем, ландшафтів. Наприклад, уже у Водній Рамковій Директиві ЄС дається визначення, що прибережна зона – це територія, що прилягає до річкового русла (включаючи корінний берег), яка зазнає безпосереднього впливу умов водної екосистеми. Термінологія і визначення, що наводяться в нормативних документах, повинні враховувати сучасне розуміння об'єктів управління.

Виходячи із систематизованого опису та аналізу проблем, що виникають на сучасному етапі управління річками Передкарпаття, можна сформулювати принципово важливі для розв'язання задачі з планування сталого розвитку річкових геосистем:

- наукове обґрунтування, розвиток інформаційної бази, систем моніторингу;
- розвиток правової основи сталого використання водних ресурсів.

Для розв'язання першої задачі важливо:

- розвивати уявлення про річкові геосистеми, інтегроване управління ними, підвищення їхньої якості, посилення корисних функцій (рис. 1.4);
- впроваджувати концепцію річкових, екологічних, геоекологічних коридорів;
- створювати, вдосконалювати відповідні інформаційні системи.

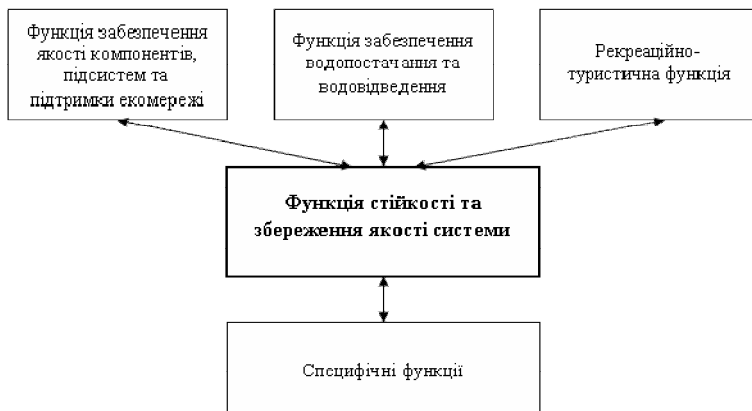


Рис. 1.4. Узагальнена схема корисних функцій річкових геосистем

Для розв'язання другої задачі важливо:

- удосконалити систему термінів, визначень, класифікації стандартів;
- посилити позиції гідрологів, гідроекологів у розробці, удосконаленні правової бази користування водними ресурсами і, на основі цього, оптимізації практичної діяльності.

На нашу думку, сутність основного протиріччя між існуючою практикою управління річками, їх регулюванням та необхідністю введення принципів ВРД ЄС, екомережі тощо полягає у відсутності відповідних змін у законодавстві України, відомчих документах, складності переходу до екологічно спрямованих, толерантних програм з гідроекобезпеки, недостатності фінансування даного роду діяльності та малої ефективності використання коштів.

Важливо також усвідомити, що об'єктами управління, регулювання, екобезпеки є не окремо потік чи якість води, чи водоохоронна зона, а цілісні природні та природно-соціальні системи: екосистеми, річкові ландшафти, геосистеми. Їхня якість, потенціал, корисні функції є основою сталого розвитку. Можна стверджувати, що це особлива категорія земель. Це

відповідає принципу інтегрованого управління водними та земельними ресурсами.

Таким чином, удосконалення принципів управління річками, їх басейнами на основі екологічної толерантності, комплексного, системного, інтегрованого підходу є актуальною задачею. Гідроекологічні дослідження, гідроекологічний моніторинг, створення відповідних інформаційних систем – важлива її частина.

Дослідження річкових природно-антропогенних систем Передкарпаття проводяться на кафедрі гідрометеорології та водних ресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича протягом усього періоду її існування (від 2001 р.). Вони також успадковують досвід гідрологічних досліджень, накопичений на географічному факультеті університету за минулі десятиліття. Охопити все різноманіття проблем, пов'язаних із розвитком річкових, басейнових ПАС, неможливо. Але дослідженнями охоплено принципово-важливі питання, які формують основу інтеграції знань про них. До основних напрямків цих досліджень відносять:

- формулювання методології досліджень річкових ПАС;
- виявлення закономірностей функціонування систем потік–русло та формування ними територіальної структури СРДС як першооснови річкових ПАС;
- аналіз характеристик водності річок;
- аналіз та опис гідрохімічного режиму річок, процесів формування та показників якості води в них, оцінка стану річкових екосистем;
- систематизація даних про підсистему водопостачання та водовідведення річкових ПАС і аналіз особливостей її функціонування;
- гідролого-геохімічний аналіз закономірностей функціонування системи водних потоків урбанізованої території (на прикладі м. Чернівці);

- гідроекологічний аналіз стану малих річок та їх БС;
- узагальнення даних щодо структури і функціонування річкових ПАС (на прикладах Передкарпаття) і розробка пропозиції щодо гідроекологічного обґрунтування стратегії їх безпечного, збалансованого розвитку.

Розділ 2

ФУНКЦІОНУВАННЯ СИСТЕМ ПОТІК–РУСЛО ЯК ПЕРШООСНОВА РОЗВИТКУ РІЧКОВИХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ СИСТЕМ

2.1. Генезис і природна структура річкових басейнових систем

Практично вся територія суходолу поділена на річкові басейни. Тому РБС – це чітко виражені територіальні структури. Водночас це і функціональні структури – цілісні системи спрямовано об'єднаних потоків речовини, енергії, інформації. Такі властивості в певний спосіб організують природне середовище (географічний простір) і використовується людиною для організації управління водними та іншими ресурсами, формування певного роду ПАС.

Генезис РБС зумовлений функціонуванням річкових систем, систем поверхневих водотоків суходолу. (СПР поверхневих водотоків суходолу).

Сутність поняття «річковий басейн», генезис річкових басейнів нерозривно пов'язані з функціонуванням систем поверхневих водотоків (СПВС), річкових систем (РС). СПВС характеризуються такими основними властивостями:

- Починаючись біля вододілів, слабкоструктуровані поверхневі водотоки досить швидко переходять у форму сконцентрованих і самоорганізованих струменів.
- Струмінні водотоки, у тому числі річки, являють собою системи потік–русло певного роду. Закони їх функціонування суттєво нелінійні.
- Поверхневі водотоки при зустрічі об'єднуються, а не перетинаються, що є відображенням загальної гідродинамічної закономірності. Водночас водотоки, за певних умов, можуть характеризуватися розгалуженнями, біфуркаціями. В основі цих процесів також лежать закони гідродинаміки.

- Функціонування поверхневих водотоків супроводжується перенесенням домішок, системою ерозійно-транспортно-аккумулятивних процесів, розвитком відповідних форм рельєфу.

- Ерозійно-транспортуюча здатність водотоків при їх об'єднанні збільшується нелінійно, що відповідає загальній нелінійності процесів у системах потік–русло, у турбулентних потоках загалом. У зв'язку із цим, в умовах розвитку ерозійного рельєфу, об'єднання потоків закріплюються розвитком систем ерозійних форм рельєфу, долин. Виняток становлять випадки біфуркації потоків і долин.

- Водотоки (системи потік–русло) переважно об'єднуються в лінійно-дендричні системи, які характеризуються власними законами функціонування та будови. Зокрема, починаючи від вододілів, поверхневі водотоки постадійно проходять від повної залежності від місцевих умов рельєфу до відносної незалежності і формування аккумулятивних форм. Основні якісні переходи даного процесу пов'язані з: формуванням струминних СПР, річок, розвитком достатньо потужних ерозійних річкових долин регіонального характеру, розвитком аккумулятивних форм рельєфу, взаємодією з морями.

- Загалом системи поверхневих водотоків суходолу розвиваються так, що власні закони функціонування й будови поєднуються з дією системи зовнішніх чинників (перш за все рельєфотворчих, геоморфологічних процесів), адаптується до них. Зокрема, утворюються послідовності ерозійного й аккумулятивного рельєфу, місцевих базисів ерозії, особливих ділянок поздовжніх профілів, долин, прадолини, поєднання з озерами (озерно-річкові системи), поєднання з болотами тощо. В умовах розвитку аккумулятивного рельєфу лінійні ерозійно-дендричні системи можуть замінюватися біфуркаціями та розгалуженнями, блуканням потоків.

- Функціонування СПВС, розвиток ерозійно-транспортно-аккумулятивних процесів відбувається нерівномірно, імпульсно,

включаючи катастрофічні явища. Це пов'язано як із нерівномірністю формування стоку води, так і з дією інших чинників (прориви гребель, селі, зсуви тощо).

Отже, річковий басейн слід розуміти як нерозривну єдність певної території, оконтуреної вододілами, та відповідної системи поверхневих водотоків суходолу, системи річкових долин. Простір басейну характеризують як певне поєднання площин та лінійних об'єктів (вододілів, тальвегів). Останні утворюють мережі, графи. Їм властиві певні закономірності. У будові рельєфу річкових басейнів можуть проявлятися фрактальні закономірності.

Річковий басейн, як складна система, характеризується різними видами структури: лінійною мережно-порядковою, просторовою (площинною) порядковою, фрактальною; територіальною (певні площини, територіальні утворення, суббасейни та міжбасейнові простори); парагенетичною, ієрархічною (зокрема, таксономічною) тощо. Всі вони взаємопов'язані і є відображеннями єдиної, цілісної природної системи. Співвідношення територіальних та лінійних структур діалектичне й залежить від детальності розгляду об'єктів, способу генералізації їх відображення.

Перехід від тимчасових водотоків до річок супроводжується розвитком річкових долин та їх елементів, які є наслідком достатньо тривалої діяльності відповідних систем потік–русло (СПР), адаптованої до місцевих природних (перш за все, геоморфологічних) умов. Річкові долини, як і річки, об'єднуються в системи. Це річкові системи (РС); річково-долинні системи (РДС) та сучасні річково-долинні системи (СРДС). Під останніми слід розуміти днища долин та їх елементи (низькі, молоді тераси, заплаву, русло). Річкові долини розвиваються відповідно до властивостей СПВС. Загалом, переважають від'ємні форми ерозійного рельєфу. Але існують також нечітко виражені долини та «антидолини», коли

річки протікають у власних наносах вище оточуючих територій. Ерозійні долини об'єднуються в системи дендричного характеру. Формалізовано, це лінійно-об'єднувальні дендричні структури. (Хоча, по суті, їх слід було б називати антидендричними, оскільки «рух соків» і розвиток відбуваються не від стовбура до гілок, а навпаки). Існують структури біфуркації, розгалужень (дельтові), прадолин, долин, що зазнали значного впливу льодовиків тощо.

РДС та СРДС – надзвичайно важлива складова природної структури басейнових систем. Їх характеризують як центри тяжіння біорізноманіття, особливі системи ландшафтів, особливі геосистеми. (Відповідно, вони завжди були важливими і для людини). Загалом, басейнові системи можна розглядати як поєднання підсистеми схилів (включаючи привододільні простори) та річково-долинної підсистеми.

Природні структури РБС проявляються як у геоморфологічних процесах, рельєфі, так і у мікрокліматичних характеристиках, особливостях розвитку та формуванні територіальної структури екосистеми, ландшафтів, геосистем загалом. Зокрема, у ландшафтознавстві відомі і ґрунтовно вивчаються парагенетична і басейнова структури [3; 8; 18]. Так, М. Гродзинський [3] характеризує їх як ландшафтні конфігурації геопростору. Він відмічає, що ландшафтознавчий підхід до пізнання річкових басейнів тримає у центрі уваги територіальний і «функціональний» устрій басейнів, особливості взаємодії між їх частинами та із сусідніми басейнами.

2.2. Структура та дослідження сучасних річково-долинних систем

СРДС можна розглядати як лінійні об'єкти (з відповідною структурою – лінійно-порядковою структурою) і як особливі територіальні структури. Їх генезис пов'язаний із

функціонуванням річкових СПР, що підкорюється певним законам і залежить від дії певних чинників. Основними є закони геострумінного руслоформування [27] у поєднанні з законами розвитку СПВС загалом. Зокрема, важливі зміни особливостей діяльності річкових СПР зі зростанням їх величини, збільшенням порядку.

Дослідження річкових СПР включають типологічно-класифікаційну складову (основну) та вивчення територіальних структур, конкретних об'єктів-геосистем. Відповідно, можна розглядати і дію системи чинників. Загалом усі водотоки суходолу існують завдяки гідрологічному циклу, тобто функціонуванню кліматичної системи Землі. У даному відношенні вони – «продукт клімату». Водночас вони формуються в конкретних умовах підстильної поверхні і є її «продуктом». Отже, система факторів розвитку поверхневих водотоків суходолу, їхніх СПР, зокрема річок, подібна до геоморфологічної. Тобто це діалектична взаємодія ендегенних та екзогенних чинників. Водночас, власне для СПР і СПВС діють чинники внутрішньої самоорганізації. Це проявляється в особливостях їх структури (будови, форми) та законах функціонування. Самоорганізовані СПР та їх діяльність адаптуються до місцевих умов підстильної поверхні. Формальне відображення системи чинників відрізняється у задачах класифікування та задачах вивчення територіальних структур (геосистем) створених СПР. У другому випадку, відносно ділянок річок, річкових долин, необхідно розглядати: а) характеристики СПР на вході в ділянку в поєднанні з місцевими умовами; б) положення даної конкретної СПР у дендричній системі (її величину, порядок), від якого залежать особливості взаємодії з місцевими чинниками. Подібна схема відома у дослідженнях руслового процесу [15]. Характеристики СПР на вході в ділянку формуються у всій вищерозташованій частині

басейну. Тому відповідні чинники можна назвати басейновими (на відміну від місцевих, «ділянках»).

За М.Є. Кондратьєвим, до них належать: «повна характеристика заданого річці рідкого стоку» та «повна характеристика стоку наносів річки». Вони задають такі параметри СПР, як величина водного потоку, режим її змін, навантаженість водного потоку різними фракціями наносів, температура води тощо. Місцеві чинники у поєднанні з дією басейнових і спричинюють формування ділянок русел та заплав з власними особливостями. Крім того, на ділянках може дещо трансформуватися дія басейнових чинників (за рахунок акумуляції частини води та наносів, за рахунок біфуркацій тощо). Поняття місцевих чинників можна розуміти розширено, включаючи сюди і локальні та другорядні, які не визначають умови формування цілісної ділянки русла й заплави загалом; або обмежена на вищому ієрархічному рівні (як «ділянкуутворюючі»). До останніх можна віднести: групу чинників обмеження вільного розвитку струминного руслоформування (бічні та донні обмеження різної інтенсивності та конфігурації), впливи схилових процесів, селів, льодовиків, приток (включаючи вузли злиття), локальні ділянки інтенсивного надходження наносів, ділянки біфуркацій, розширення заплав з великою ємністю регулювання стоку води, антропогенні чинники.

У гідрології, геоморфології, ландшафтознавстві відомо, що річки перших порядків характеризуються значними особливостями, зумовленими їх відносно невеликою потужністю та розмірами.

Характеристику даної межі наводить М.Д. Гродзинський [3]. Він запропонував виділяти два масштабних рівні басейнових ландшафтних конфігурацій: хоричний і регіональний. Він відмітив, що межа між ними носить розмитий характер і проходить приблизно по басейнах четвертого порядку. Стік,

якість води і ландшафтна конфігурація басейнів вище 4-го порядку залежать від тектонічних та макрокліматичних факторів регіонального масштабу. Важливою ідеєю є також виділення цих басейнів як «вузлової одиниці», подібно до «індивідуального ландшафту» за А.Г. Ісаченком.

І.С. Щукін [20] проводив аналогію будови басейнів найбільших річок з поділом на водозбірну воронку, добре розроблений канал стоку та конус виносу, характерний для гірських струмків. Він вважав, що під поняттям «верхня течія річки» слід розуміти ті частини системи, де ще слабо виділяється головна річка. Очевидно, це стосується саме ступеня розвинутої річкової долини. Вниз за течією (у середній частині течії) долина головної річки стає значно більшою, добре розробленою. Збільшується і контраст між нею та невеликими долинами допливів.

Нами запропоновано враховувати геоморфологічне районування території при проведенні аналізу переходу від хоричного масштабу структури РБС і РДС до регіонального. Крім того, достатньо розвинуті складові ми називаємо стовбурною частиною системи, а складові хоричного масштабу («верхів'я річок») – кроною системи. Зокрема, перехід між ними можна пов'язувати з перетином меж геоморфологічного району чи підрайону. Такий орієнтир відносний і потребує більш детального руслознавчо-геоморфологічного аналізу.

У даному відношенні ще раз повертаємось до думки про те, що складним природним процесам загалом не притаманні однозначні, жорсткі зв'язки, чітко виражені межі геосистем тощо. Тому для розмежування стовбурної частини СРДС і крони необхідно проводити комплекс досліджень. Нами виконано такі дослідження стосовно басейну Верхнього Пруту, що уможливило аналіз та опис видів стовбурів, їх внутрішньої територіальної структури.

Можливості розвитку стовбурних долин необхідно враховувати і у класифікації самих РДС, СРДС. Їх доцільно поділити на хоричні та регіональні.

Регіональні дендричні РДС включають і стовбурну частину, і крону. Хоричні – це елементи крони або недостатньо розвинуті окремі СРДС. До елементів крони (ЕК) входять утворення різної складності. Їх зручно описувати з урахуванням порядків, а також складати їх кадастровий перелік.

Важливим принципом вивчення територіальних структур РДС є ієрархічний підхід з виділенням таксонів. Місцеві геоморфологічні умови найбільш повно відображаються на формуванні однорідних ділянок долин річок (ОДД). У них «вкладені» і можуть відображати диференціацію цих умов однорідні ділянки днищ річкових долин (ОДд). Найнижчою ланкою цієї «тріади» є однорідні ділянки русел та заплав (ОДРЗ). Розглядаються й однорідні ділянки низьких терас у межах між заплавою і бортом долини (ОДНТ). Вони є результатом комплексної реакції СПР на дію місцевих чинників різного характеру, від давніх до сучасних. З іншого боку, ОДРЗ являють собою достатньо повні комплекси сучасного рельєфу, що виник на основі функціонування СПР, і включають певне їх ритмічне повторення вздовж течії або інше цілісне генетично пов'язане поєднання (ділянки водоспадів, порогів, вузли злиття тощо). В межах ОДРЗ розвиваються (представлені) територіальні структури нижчих рангів, що відображають деталі, окремі складові функціонування СПР. Імовірно, саме їх слід називати руслово-заплавними комплексами (РЗК). Таким чином, ОДРЗ можна вважати основною, вузловою операційною одиницею аналізу сучасної територіальної структури руслово-заплавного процесу. Їх виділення має враховувати повноту прояву цього процесу на певній ділянці річки у генетичному зв'язку з однорідною дією сучасних місцевих чинників функціонування СПР. Саме цим утворенням найбільше

відповідають поняття молодого річкового ландшафту та водного тіла (згідно з ВРД ЄС).

Послідовність ОДРЗ включені як у дендрично-об'єднувальні системи, так і роз'єднувальні (біфуркації, розгалуження). У другому випадку дія чинників функціонування СПР має значну специфіку. Це стосується як басейнових, так і місцевих чинників. І саме поняття басейну тут дещо розмивається. Зокрема, складно проаналізувати вплив басейну на кожний елемент системи розгалужень. Особливим випадком є блукання річки (наприклад, нижня течія р. Хуанхе у минулому). Особливі структури ОДРЗ утворюються також на межах річок з водоймами, морями. У всіх цих випадках самі поняття русла та заплави дещо трансформуються.

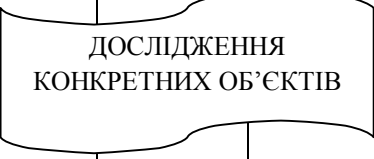
СРДС закладені і функціонують у певних геоморфологічних умовах. Вони характеризуються ієрархічною побудовою. Однак порядкова ієрархія не несе прямої інформації про місцеві геоморфологічні умови. А остання важлива для руслознавства. Тому доцільно залучити інформацію про геоморфологічну ієрархію територій, басейнів річок. При цьому виникає кореляція між величиною, характером річки (ділянки річки) і рангом геоморфологічних одиниць, які вона перетинає. Відносно основних геоморфологічних одиниць (районів) варто виділяти стовбурові частини річкової системи. Вони найбільш інформативні і в практичному відношенні. По них легше створити базу даних, кадастр. Зазначимо, що внаслідок таких порівнянь проявляються і особливості кореляції даної (геоморфологічної) ієрархії з порядковою.

У ході наших досліджень чітко проявилась головна особливість ОДд і ОДРЗ – це територіальні одиниці відносного (різного) розміру. З іншого боку, порядки рік, геоморфологічні територіальні утворення – одиниці абсолютного розміру. Таким чином, у будові СРДС нерозривно поєднуються декілька типів ієрархії. В цьому полягає певна складність їх вивчення

(табл. 2.1). Його можна проводити, починаючи з вищих рангів і від абсолютних до відносних одиниць. Порядкову ієрархію варто розглядати на фоні геоморфологічної. Річкові системи при цьому можна ділити за розмірами: найменші – в межах геоморфологічних районів чи підрайонів, найбільші – охоплюють частини різних країн, структури континентів. Для середніх і великих систем доцільно виділяти «стовбури» частини і «крони».

Таблиця 2.1

Двовимірна таксономічна система поділу СРДС*

Рівні системи по абсолютній величині	Головні компоненти		Другорядні компоненти
	Головні стовбури	Додаткові стовбури	Первинні ланки
Рівні системи по відносній величині			
Групи однорідних ділянок днищ долин (ОДд)			
Однорідні ділянки днищ долин			
Однорідні ділянки русел та заплав (ОДРЗ) або низьких терас			

*Самі СРДС також поділяються на ієрархічні рівні:

- 1 – великі (включають усі компоненти за абсолютною величиною);
- 2 – середні (включають додаткові стовбури і первинні ланки);
- 3 – малі (в межах первинних ланок).

Днища річкових долин, русла і заплави, передусім, пов'язані з діяльністю СПР за різні періоди часу. Звідси виникає їх територіальна структура, гідроморфологічні та інші особливості. У свою чергу, вони лежать в основі виділення і морфологічної будови ландшафтів. Отже, можна розглядати спільну таксономічну систему ландшафтних і покладених в їхню основу гідроморфологічних одиниць (табл. 2.2). В основу назв ландшафтних одиниць ми поклали термінологію Г.І. Швєбса, прийняту також М.Д. Гродзинським [3].

Таблиця 2.2

Спільна таксономічна система гідроморфологічних і
ландшафтних геокомплексів річкових долин

<i>Поділ вздовж річкових долин</i>		
№ п/п	Гідроморфологічні територіальні одиниці	Ландшафтні територіальні одиниці
1	Долини великих рік, що перетинають територію геоморфологічних країн	Долинний парагенетичний мегаландшафт (ДПГМЛ)
2	Частини долин великих рік у межах геоморфологічних країн, що перетинають геоморфологічні області і відповідні долини річок менших розмірів	Долинний парагенетичний макроландшафт (ДПГМЛ)
3	Характерні частини долин чи цілі долини, що відповідають основним морфоструктурам територій	Парагенетичний ландшафтний пояс (ПГЛП)
4	Однорідні ділянки долин річок (ОДД)	Парагенетичний ландшафтний сектор (ПГЛС)
<i>Внутрішній поділ однорідних ділянок річкових долин</i>		
5	Ділянки схилів річкових долин, включаючи високі та середні тераси	Схилувий парагенетичний ландшафтний підсектор (СПГЛПС)
6	Однорідні ділянки днищ річкових долин (ОДд)	Днищ долин парагенетичний ландшафтний підсектор (ДДПГЛПС)
6а	Однорідні ділянки низьких терас (ОДНТ)	Низькотерасні парагенетичні ландшафтні ланки (НТПГЛЛ)
6б	Однорідні ділянки русел та заплав (ОДРЗ)	Русел та заплава парагенетичні ландшафтні ланки (РЗПГЛЛ)

Долини великих річок охоплюють усю ієрархію. Середні річки можуть знаходитися в межах географічних країн, областей. Найменші (первинні, елементарні) долини можуть складатися тільки з одної однорідної ділянки. Нарешті, особливе місце займають відносно невеликі долини, закладені на великих геоморфологічних рубежах.

У таблиці не представлені системи річкових долин, оскільки це особливий аспект таксономічних досліджень. (Ми його вирішуємо через виділення стовбурових частин річкових систем та їх крон). З іншого боку, в таблиці висвітлені повністю долини, а не тільки їх днища. Це зроблено для ув'язки з уявленнями про ландшафти річкових долин. Подібну таблицю можна сформуванати власне для днищ долин. Більше того, вважаємо за доцільне розділення басейнових систем на дві підсистеми: а) СРДС, б) схилів, привододільні поверхні і системи тимчасових водотоків. Днища долин виступають як місцеві бази ерозії. Значну особливість цих географічних об'єктів підкреслюють ландшафтознавці.

Зауважимо, що з віддаленням від русла вік гідроморфологічних утворень збільшується. Це призводить до чимраз більшого стирання місцевих територіальних відмінностей. Тому можуть бути випадки, коли одній ОДд відповідають тільки дві ділянки схилів (лівий і правий) і кілька (більше двох) ОДРЗ.

Відзначимо також необхідність більш детального доопрацювання і обґрунтування таксономічної системи в районі третього рівня. Тут можливі додаткові, перехідні складові (наприклад, групи ОДд). Необхідно також вивчати співвідношення ділянок долин із геоморфологічними районами і підрайонами, морфоструктурами. Адже з переходом до третього, і особливо до четвертого рівня зростає відносність розмірів гідроморфологічних одиниць. Тому співвідношення з абсолютними тектоніко-геоморфологічними утвореннями

стають розмитими, неоднозначними, варіативними. Це впливає, зокрема, на критерії та методи виділень ОДд.

Перелік об'єктів у табл. 2.2 належить до класичних видів річкових долин (ерозійні долини, за І.С. Щукіним). Але існують і інші їх різновиди, інші умови на ділянках. Ф.М. Мільков у рівнинному класі долинно-річкових ландшафтів виділяв також такі морфологічні їх види: «нерозвинені долини», «інверсійні долини» [8]. Але навіть у цих випадках місцеві геоморфологічні умови в певний спосіб пов'язані з тектонікою, загальним рельєфом. Тому запропоновані підходи до виділення територіальних одиниць принципово не змінюються. Трансформуються тільки елементи термінології та методики виділення. Зокрема, для інверсійних ділянок можемо використовувати відповідні терміни: однорідна ділянка інверсійного русла і заплави; інверсійний парагенетичний ландшафтний сектор, ланка та інші. Прилеглі, знижені частини терас також свого роду інверсійні.

Як бачимо, порушена проблема складна і багатоаспектна (як і більшість питань таксономії, районування, вивчення територіальних структур).

У межах ОДРЗ розглядаємо розроблену в руслознавстві ієрархію руслових і заплавної утворень. Даний аспект безпосередньо близький до досліджень заплавно-руслових комплексів – ЗРК [16]. Ці території можна назвати й молодими річковими ландшафтами – МРЛ [25; 26]. Подібні дослідження давно проводяться ландшафтознавцями. Очевидно, що дані об'єкти важливі також у геоecологічному відношенні.

Важливі методологічні аспекти проблеми такі: розробка загальноприйнятої термінології (аналіз і синтез термінології, в основі яких ми припускаємо генетичну єдність і цілісність гідроморфологічних, річкових територіальних об'єктів); вивчення природних і антропогенно змінених станів об'єктів-систем; аналіз співвідношення загальносистемних уявлень і

територіальної їх «прив'язки»; розвиток міждисциплінарних зв'язків, досліджень теоретичного і прикладного характеру.

Геоморфологічна таксономія використовує три основних принципи: 1) морфогенетичний; 2) територіальної цілісності; 3) ієрархічний. При переході до переважно відносної гідроморфологічної таксономії річкових долин фактично вони ж зберігаються. Специфічні: характер співвідношень із геоморфологічною, фізико-географічною та іншими видами таксономічних систем, а також критерії та методи виділення територіальних одиниць. З іншого боку, більш чітко виділяються два основних рівні одиниць – ОДд і ОДРЗ, які менше залежать від абсолютних розмірів об'єктів. На нашу думку, це значною мірою пов'язано із самоподібністю СПР (і похідних від її діяльності). Саме виникнення (генезис) таких утворень є, насамперед, закономірною реакцією СПР на місцеві умови її розвитку, функціонування. Вважаємо, що вище цих рівнів необхідно робити акцент на розгляді індивідуальних територіальних одиниць, а нижче – типологічних. Це своєрідна ієрархія рівнів (ієрархія ієрархії). Такі уявлення існують і щодо геоморфологічних, ландшафтних одиниць.

Картування, створення баз даних про територіальні річкові гідроморфологічні об'єкти потребує розробки відповідних критеріїв, методів. На кафедрі гідрометеорології та водних ресурсів ЧНУ проводяться такі дослідження з використанням відомих у геоморфології та руслознавстві підходів. Треба сказати, що вони значною мірою залежать від місцевих умов. Тому останні необхідно типізувати. Щодо умов досліджених долин складені відповідні схеми (рис. 2.1 і 2.2). Їх також можна розглядати як деталізацію більш загальних уявлень про днища річкових долин.



Рис. 2.1. Класифікація ділянок днищ річкових долин з урахуванням місцевих умов бічних обмежень вільного розвитку русел та заплав річок [7]



Рис. 2.2. Схема класифікації ділянок днищ річкових долин з урахуванням місцевих умов бічних обмежень вільного розвитку русел і заплав річок у межах сучасних алювіальних рівнин [7]

Формування знань і систем інформації про територіальну структуру руслового процесу у басейнах річок важливе для розв'язання багатьох практичних задач. Перш за все це інтегроване управління водними ресурсами (зокрема, інтеграція управління водними та земельними ресурсами); здійснення заходів з відновлення та підвищення якості геосистем, забезпечення умов сталого, збалансованого розвитку, включаючи розвиток екомережі. Фактично, русла та заплави – це особливий інтегрований земельно-водний ресурс розвитку суспільства. Тому цілком логічним було б його кадастрування, як і всіх земель. Запропоновані нами підходи (на прикладі системи Верхнього Пруту) дозволяють вести спільний водно-земельний кадастр ОДРЗ та інших одиниць (геосистем), впливати на організацію моніторингу, необхідні бази даних, розвивати басейнові ГІС. Даний підхід також відповідає водним директивам Євросоюзу, міжнародним конвенціям, зокрема виділенню водних тіл, водних екосистем, їх ревіталізації, підвищенню якості.

У межах річково-долинної системи Верхнього Пруту нами виділено основні та додаткові стовбури. До основних стовбурів відносять ділянки долин, що перетинають декілька геоморфологічних областей або більше двох районів. Додатковий стовбур виділяється при переході річкової системи в другий геоморфологічний район. Таким чином, основний стовбур починається із додаткового, при переході останнього в наступний район чи іншу геоморфологічну область.

У досліджуваному басейні основними стовбурами СРДС є власне ріка Прут та його головні допливи: Черемош, Рибниця та система Пістинки – Лючки. В басейні Черемошу як основні (крім власне Черемошу) виділені такі його гідрографічні складові: частина Чорного і Білого Черемошів та нижня частина Путили.

Межа переходу від додаткового стовбура до основного також корелює з рубежами відповідних однорідних ділянок днищ долин. Так, для р. Путила, межа основного стовбура не збіглася з межею геоморфологічних районів, оскільки відносно однорідна ділянка днища долини додаткового стовбура зміщена і простягається в межі Скибових Карпат.

Межі характерних ділянок днищ долин досить часто не збігаються з відомими загальними геоморфологічними межами. При таких розбіжностях, ми надаємо перевагу саме особливостям долин, оскільки з ними якраз і пов'язані умови розвитку річки. Тобто межі стовбурів збігаються з межами однорідних ділянок долин.

До додаткових стовбурів СДРС Верхнього Пруту нами віднесені: гірські ділянки витоків Пруту, Білого і Чорного Черемошів, Путили, Рибниці, Пістинки та Лючки. Річки Ільця, Ослава, Лючка Сопівка, Чорнява та Дерелуй виділені нами як додаткові стовбури повністю. Дві останні віднесені до даної категорії на основі додаткових параметрів:

- 1) в нижній течії їх порядок досягає 5;
- 2) їх гідрографічна мережа охоплює більшу частину території геоморфологічного району.

Для Дерелую також враховано особливості будови днища долини. Розширена ділянка продовжується вище злиття з р. Коровія, де утворюється п'ятий порядок річки. Тому і стовбур продовжується вище.

Нами також окремо виділено категорію псевдододаткових стовбурів, до якої віднесено р. Гуків. Хоча дана річка і перетинає два геоморфологічні райони, її порядок становить лише 4, і за морфологічними ознаками долини вона майже не відрізняється від сусідніх лівобережних приток Пруту.

Отже, при виділенні основних та додаткових стовбурів досліджуваного басейну ми опиралися на такі основні положення:

1. Основний стовбур виділяється при перетині рікою межі другого і третього геоморфологічних районів, що може збігатися з переходом в іншу геоморфологічну область.

2. Додаткові стовбури виділяються при перетині рікою двох геоморфологічних районів, причому до стовбурної належить тільки ділянка в межах нижнього за течією району. Основні стовбури часто починаються з додаткових. Проте бувають випадки, коли ріка утворюється від злиття двох самостійних рік, які вже є основними стовбурами (р. Черемош). У таких випадках на даній річці додатковий стовбур не виділяється.

3. Межі формування додаткових та основних стовбурів обов'язково узгоджуються з рубежами ОДд. Це відповідає пошуку та аналізу цілісності гідроморфогенезу.

4. При виділенні стовбурних долин потрібно обов'язково аналізувати їх величину, розвинутість та вік. Гирлові ділянки стовбурів приток головної ріки (як основних, так і додаткових) розглядаються зазвичай у межах відповідних ОДд головної ріки, оскільки є елементами днища її долини.

5. Якщо район великий і в його межах сформована досить потужна річкова система, то тут також є розвинуті стовбурні ділянки долин. За нашими даними (для басейну Верхнього Пруту), вони виділяються при досягненні річками п'ятого порядку. Але при цьому враховується однорідність днища долини, тому стовбурна ділянка може починатися вище (р. Дерелуй).

6. Інколи річка, яка мало чим відрізняється від сусідніх, своїми витокami захоплює інший геоморфологічний район. Тоді вважаємо, що її нижня частина – це псевдододатковий стовбур (р. Гуків). Такі випадки ми також досліджуємо в першому наближенні.

Виділені нами головні, стовбурні частини СРДС Верхнього Пруту відображають найважливіші риси геолого-геоморфологічної будови території, історію розвитку долин і

відповідну історію функціонування системи потік–русло. Наступне завдання – виявлення морфологічно цілісних, однорідних територіальних одиниць, їх характеристика і розробка відповідної бази даних ГІС.

Щодо виділення ядер, основних частин ОДд, то, перш за все, відмітимо подрібненість та складність морфологічних елементів у верхніх, гірських частинах стовбурів СРДС. Це призводить до необхідності застосування принципу генералізації. При цьому враховуються як межі геоморфологічних районів чи підрайонів, так і місцевий мезорельєф. Уздовж нижньої частини гірської течії основних річок (Прут, Черемош) ОДд досить чітко пов'язані з перетином хребтів та улоговин або розташуванням долин відносно хребтів.

В умовах передгірних низькогір'їв і височин ядра ОДд достатньо виражені, але рубежі між ними можуть мати складну конфігурацію. В окремих випадках це стосувалось і гірської території. Виділення ОДд на рівнинних річках показало чіткість їх меж і не викликало ускладнень.

Дослідження ОДд у системі Верхнього Пруту показало, що вони мають різні розміри та особливості будови для ділянок річок різного порядку (величини) та у різних природних умовах. Узагальнюючи, можна розглянути два питання:

- 1) типологія ОДд;
- 2) їх розмірність, таксономія, співвідношення з геоморфологічними територіальними одиницями, об'єктами.

Якщо підходити до типології з найбільш загальних геоморфологічних позицій, то слід говорити про одиниці виробленого (денудаційного) та акумулятивного рельєфу. Оскільки днища річкових долин є базисами, місцями зносу матеріалу, імовірність зустріти тут вироблений рельєф значно зменшується. Окрім того, у геоморфології, гідрології, руслознавстві відомо, що річки у вироблених власних долинах – це переважно канали транспортування, транзиту наносів.

Причому чим ширше днище долини, тим більш плавний, тривалий цей процес, з розвитком значних місцевих акумулятивних утворень. Отже, на нашу думку, до основних двох типів ОДд слід віднести транзитні й акумулятивні. Вони ототожнюються нами зі звуженими та розширеними ділянками днищ долин. Кількісний критерій поділу ще потребує досліджень, тому проводимо його поки що на якісному рівні. Слід виділити особливу групу об'єктів, які на локальному рівні відображають власне скульптурний, вироблений рельєф: водоспади, пороги, скельні лотки, ерозійні (структурні) тераси тощо. Вони потребують окремого дослідження.

У питанні вивчення таксономії ОДд та ув'язки її з відомими геоморфологічними підходами треба враховувати як порядок (величину) річки, так і місцеві геолого-геоморфологічні умови. Наша методика розгляду СРДС, поділу їх на головні та другорядні складові, дозволяє розглянути їх окремо і вже потім провести порівняння та узагальнення.

Щодо основних стовбурів системи Верхнього Пруту, то розвинутою їх частиною є система алювіальних рівнин у передгір'ях та переході до рівнини. У геоморфології Передкарпаття окремі райони чи підрайони також отримали назви за сучасними алювіальними рівнинами. Крім того, це один із найбільш важливих типів рельєфу. Руслознавчий підхід у розгляді даного питання акцентує увагу власне на виділенні днищ долин СРДС. Система такого роду алювіальних рівнин розглянута Ю.С. Ющенком та О.В. Паланичко [12].

Очевидно, що рангу геоморфологічних районів чи підрайонів відповідають певні поєднання, сукупності алювіальних рівнин. У свою чергу, вони складаються із характерних груп ОДд. Можемо назвати їх алювіальними рівнинами другого порядку.

Оскільки геоморфологічні райони чи підрайони співвідносяться з регіональними морфоструктурами (геоструктурами) певного рангу (додатними чи від'ємними),

логічно було б і групи ОДд також співвідносити за рангом та розмірністю із ними.

У гірській частині басейну Верхнього Пруту, у передгірних низькогір'ях та височинах вплив тектонічної будови території, тектонічних рухів на річки значно ускладнюється. Збільшується мінливість місцевих умов, їх строкатість. Відповідно розміри ОДд зменшуються. Для геоморфологічних районів і підрайонів на такого роду територіях уже застосовується принцип генералізації, об'єднання систем подібних морфоструктур. Тому такого рангу одиницям знову ж таки відповідають угруповання ОДд.

Окремі ж із них відповідають макроформам рельєфу (наприклад, хребтам чи улоговинам, відрогам хребтів, окремим структурам у межах височин тощо).

Водночас ширини ОДд тут значно менші, ніж для алювіальних рівнин. Тому навіть групи ОДд не можуть претендувати на роль геоморфологічних районів чи підрайонів. На нашу думку, їх можна виділяти як мікрорайони, що характеризуються певним типом рельєфу та значною особливістю морфометрії.

Серед допливів Пруту на рівнинних територіях (лівобережжя) основні стовбури системи не сформувалися. Водночас долина самого Пруту поступово віддаляється від гір і входить у межі рівнини. Однак це генетично цілісна, однорідна територіальна одиниця (об'єкт), що передає, переносить вплив гір у межі рівнини.

Таким чином, руслознавчий територіальний поділ СРДС може дещо не збігатися із загальними геоморфологічними межами, на чому вже наголошувалося.

Розбіжності можуть спостерігатися й біля орографічної межі гір та в інших випадках. Отже, руслознавчий наголос на вивченні власне СРДС має свою специфіку і потребує розвитку відповідних досліджень.

Для додаткових стовбурів системи Верхнього Пруту в гірській частині басейну можемо констатувати перехід від більш чітко виражених ОДд до посилення строкатості та необхідності наступного застосування принципу генералізації. Може спостерігатися подальше подрібнення ОДд (порівняно з основними стовбурами). Воно посилюється при перетині складних територіальних структур (геоморфологічних одиниць) і дещо менше – при закладенні долин на їх межах.

На додаткових стовбурах системи окремі ОДд виражені так само чітко, як і на основних, але інші – генералізовані, включають у себе певні поєднання та групи різних елементів будови.

Стовбурові частини річкових систем виділялися способом накладання малюнка гідромережі на схему геоморфологічного районування басейну. Вони названі головними частинами СРДС і включають основні, додаткові стовбури, а також псевдостовбури. Основні виникають при перетині долиною більше як двох геоморфологічних районів, додаткові – більше одного, або у випадку, якщо дана річкова система займає більшу частину району, а долина, в певній точці, досягає п'ятого порядку. У складних гірських умовах могли враховуватися межі підрайонів. Псевдостовбури виникають, якщо порівняно невелика річка невеликою частиною верхньої течії захоплює територію сусіднього геоморфологічного району. Виділення стовбурових частин і крони річкових систем показало, що остання найчастіше збігається з четвертим порядком річок. Цей факт корелює з відомими в гідрології, геоморфології, ландшафтознавстві уявленнями про певну природну межу в районі третього – четвертого порядків. При фіксації кордонів (рубежів) стовбурів пріоритет мають не лінії геоморфологічного районування, а реальні зміни сучасних долин, точки злиття приток. Для реалізації цього положення необхідно мати інформацію про ОДд. Приклад виділення стовбурів у системі Верхнього Пруту наведено на рис. 2.3.

Однорідні ділянки днищ річкових долин характеризуються морфологічною цілісністю, виділенням одного або серії однорідних масивів низьких терас, або звуженням без терас, особливою історією розвитку як реакцією СПР на зовнішні впливи за певні проміжки часу.

Однорідні ділянки русел і заплав – це частини ОДд, яких може бути одна або кілька по довжині і які характеризуються однорідністю впливу місцевих факторів руслоформування, включають серії (ансамблі) вільних або вимушених форм русла і відповідні заплавні масиви. Вік таких утворень визначається як голоценовий. Вони вкладені в утворення старшого віку.

Для виділення ОДд і ОДРЗ застосовані певні критерії, методичні прийоми. Оскільки ланцюги даних утворень представлені в плані витягнутими смугами, запропоновано розрізняти їх бічні межі й поперечні рубежі. Вирішення питань фіксації контурів територіальних одиниць СРДС показало, що реальні умови можуть бути дуже різноманітними і складними. Одночасно при цьому формуються, розвиваються уявлення про особливості функціонування СПР.

Вивчення стовбурових частин річкових систем передбачає опис усіх індивідуальних територіальних одиниць. Крони систем треба описувати через типологію і ключові об'єкти.

Загальну послідовність робіт можна представити так:

- поділ річкової системи на стовбури і крону;
- для стовбурових частин річкової системи:
 - фіксація бічних меж ОДд,
 - фіксація рубежів ОДд,
 - фіксація бічних меж ОДРЗ,
 - фіксація рубежів ОДРЗ;
 - опис територіальних одиниць (кадастр);
 - опис складових крони річкової системи.

При цьому часто виникають ситуації, коли роботи необхідно проводити методом послідовного наближення. Поступово

формується й відповідна база даних. Особливо необхідно звертати увагу на референтні й антропогенно змінені стани об'єктів. Інформація про однорідні ділянки днищ долин у системі басейну Верхнього Пруту наведена у додатку А.

Фактично, при проведенні таких досліджень накопичується великий масив інформації, яка не вся може бути жорстко формалізована і введена в базу даних. Дослідження територіальних одиниць – одна зі складових системи руслознавчих досліджень. Структурні схеми бази даних, створеної на прикладі Верхнього Пруту, зображені на рис. 2.4 а, б.

Послідовність опису об'єктів будується на основі гідрологічного принципу, закладеного у водному кадастрі.

Враховуючи важливість територіальних одиниць СРДС, як ядра річкових басейнових систем, можемо говорити про перспективи відповідної комплексної бази даних.

Дослідження крон регіональних СРДС характеризуються значною специфікою і тому виділяються в окремий напрям. Крону можна поділити на елементи крон (ЕК). Елементи крони це: а) підсистема СРДС, що складається з роз'єднаних елементів (орієнтовно 1–4 порядків), які впадають (з'єднуються) в підсистему стовбурів, а також б) самі ці елементи як індивідуальні утворення. Вони також характеризуються певною внутрішньою будовою, структурою. Зокрема, стосовно порядків річок та їх сучасних долин слід зауважити, що таке поняття, реально, стосується певних, відповідних відрізків течії (ділянок). Їх надалі будемо називати порядковими ділянками – ПД. СПР в ЕК характеризуються меншою ерозійною здатністю, ніж основні річки, що відображається в особливостях їх долин та параметрів – результатах тривалої діяльності СПР та її адаптації до місцевих умов. Таким чином, місцеві умови отримують певну перевагу, порівняно із власними законами самоорганізації СПР, річкових систем. Відповідно вони диктують різноманіття ЕК.

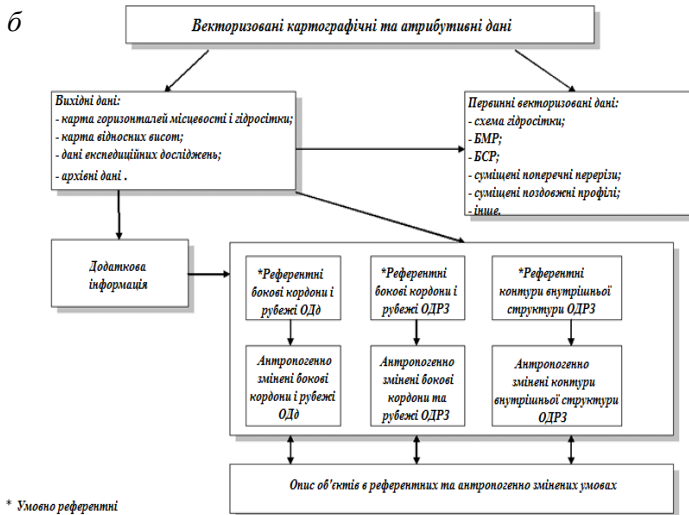
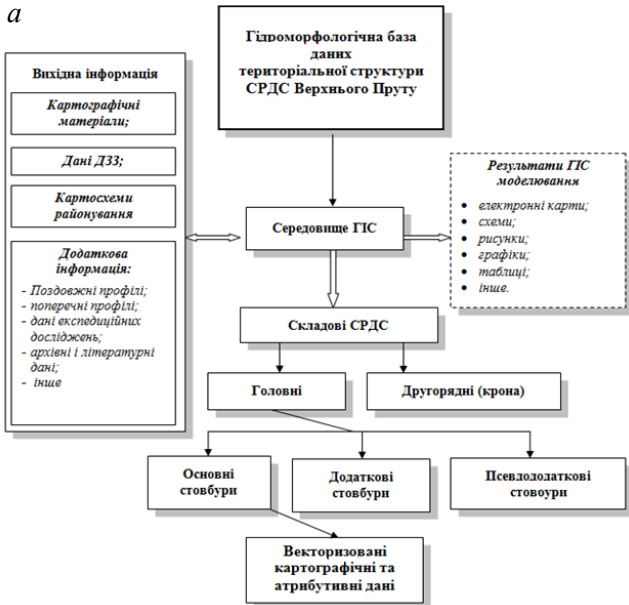


Рис. 2.4. Структурна схема (модель) гідроморфологічної бази даних про територіальні одиниці СРДС: *а* – верхні рівні; *б* – нижні рівні (БМР – багаторічний малюнок русла; БСР – багаторічна смуга руслоформування)

Загалом дослідження елементів крон (а також і хоричних СРДС) включає вивчення та опис їх порядкової структури, територіальної структури, закономірностей функціонування, розробку способів ведення баз даних, моніторингу і кадастрування.

Для систематизації значних обсягів інформації стосовно ЕК необхідно ввести певні принципи, оскільки вони дуже різноманітні як за величиною, так і за умовами розвитку. До таких принципів нами віднесено хоричний та геоморфологічний. Перший з них відображає основні зміни ЕК, їх частин і відповідних СПР за зростанням порядку та з переходом до стовбурів СРДС, а другий – вплив найвищих рангів змін геоморфологічних умов, як таких, що визначають основні їх риси, параметри, особливості. Басейн Верхнього Пруту охоплює гори, передгір'я та рівнину. Тому маємо можливість вивчати та відображати вплив цих найвищих рангів геоморфологічних умов. Спираючись на дані два принципи, нами введено та застосовано схему аналізу і систематизації інформації стосовно ЕК (табл. 2.3).

Поряд із дією вищих рангів чинників необхідно враховувати дію і деяких додаткових:

- 1 – особливостей регіональних геоморфологічних умов;
 - 2 – особливостей ЕК або їх частин у межах стовбурних долин;
 - 3 – особливостей переходів з одних умов в інші.
- Дані позиції враховуються в разі необхідності.

Таблиця 2.3

Аналіз інформації згідно з основними принципами її упорядкування

Геоморфологічний	Хоричний	Порядки			
		1	2	3	4
Гори					
Передгір'я					
Рівнина					

Серед різноманіття можна виділити найбільш важливі чинники, ознаки типології ЕК. Вони носять ієрархічний характер. Найвищим рівнем є вплив таких умов, як гори, низькогір'я, височини, рівнини, низовини. Поряд із цим, в іншій площині важливе співвідношення зі стовбурами: 1) верхів'я або бічні елементи; 2) основний, додатковий чи псевдостовбур. Порівняно нижчим рангом виступають ознаки самостійного розвитку долини, її днища. Одні ЕК характеризуються повною незалежністю, самостійністю. Інші закладені в межах днищ долин основних річок. Можуть бути також перехідні.

Нарешті слід відмітити, що загалом є СРДС, складені зі стовбурів та крони (великі), а є малі (самостійні, без стовбурів).

Для компактного відображення зазначених чинників – ознак особливостей елементів СРДС – можна застосувати спосіб формалізації якісних даних через уведення системи відповідних індексів. Вона необхідна також для ідентифікації (в межах кадастру) ЕК та їх складових. Для ведення кадастру СРДС, зокрема ЕК, потрібно складати відповідні таблиці. Послідовність у них визначається за принципом ведення водного кадастру з урахуванням даних про стовбурну частину системи.

Для умов системи Верхнього Пруту пропонуємо таку систему індексів:

- 1) КВ; КБ – елементи крони у верхів'ях стовбурів, або бічні;
- 2) о; д; Пс – основні, додаткові чи псевдостовбури;
- 3) с; п; в – самостійний, перехідний чи внутрідолинний елемент;
- 4) Г; П; Р – гори, передгір'я, рівнина.

ЕК відносять до гір, передгір'їв чи рівнини на основі геоморфологічного районування території.

Складання таблиці з повним переліком ЕК СРДС – важливе і складне завдання. Особливо для великих систем. Перелік ЕК не повинен суперечити принципу впорядкованої подачі інформації стосовно річок та пунктів спостережень у Водному кадастрі.

(Надалі цей принцип будемо називати гідрологічним). По суті, це певна ієрархічна система із вкладеними одна в одну складовими.

Завдання відносно ЕК спрощується у зв'язку із тим, що їх можна розбити на групи, що належать до різних стовбурів з індивідуальними назвами. Отже, гідрологічний принцип тут може бути застосований відносно стовбурів та з'єднаних із ними ЕК. У такому вигляді він дещо відрізняється від Водного кадастру, але дає можливість досить легко відшукувати об'єкти. Вводиться також власна нумерація ЕК стовбурів. Вона важлива також з огляду на те, що деякі річки (ЕК) не мають назв. Номери ЕК – це також індекси.

З метою характеристики структури крони важливо розглядати такі питання: 1) співвідношення (розмежування) зі стовбурною частиною; 2) розмежування з первинними ерозійними формами рельєфу (верхня межа СРДС); 3) опис елементів крони (ЕК); 4) аналіз порядкової структури крони; 5) аналіз територіальної структури ключових ЕК; 6) аналіз основних закономірностей будови крони, впливу географічних умов та чинників на особливості ЕК.

При вивченні елементів крони ми виявили, що не всі потоки (та їх долини) першого порядку відображені на даних топокартах. Тому виникла необхідність уточнення гідрографічних схем і порядків потоків. У зв'язку із цим звернуто увагу на найбільші елементи крони. Виявилось, що значна частина з них досягає у нижній течії п'ятого порядку. Тут сформовані досить розвинуті ділянки долин, що безпосередньо з'єднуються зі стовбурами основних річок.

Для більш точного виділення елементів першого порядку можна використовувати карти масштабу 1 : 25 000, та 1 : 10 000, а також космоснімки (дані космічного зондування Землі). Зокрема, достатньо добре виражені долини можна побачити на 3D-моделі поверхні (рис. 2.5). Нижче наведемо приклад

уточнення гідрографічних схем та визначення порядків елементів крони (рис. 2.6).



Рис. 2.5. 3D-зображення витоків Пруця Чимегівського

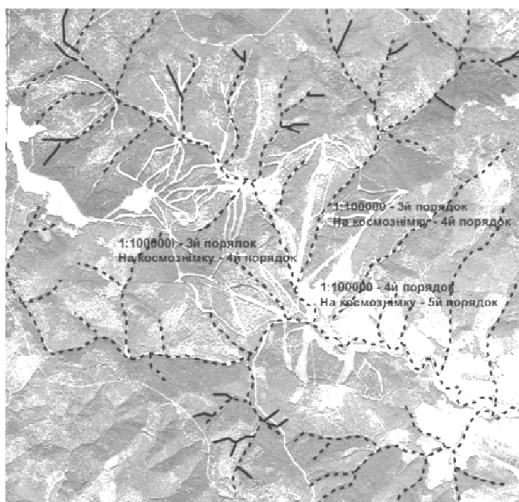


Рис. 2.6. Уточнення гідрографічної схеми та визначення порядків Пруця Яблуницького:

— — — — — елементи річкової мережі, що відображені на карті масштабом 1 : 100 000; ————— елементи річкової мережі, що відображені на космоснімку і змінюють порядок річки

Із наведеного можна зробити деякі висновки. Карти масштабу 1 : 100 000 можуть бути базовими для рівнинних територій, де елементи рельєфу дещо більші за розмірами (довжиною), ніж у горах. Для гірської місцевості бажано доповнювати їх детальнішою інформацією.

На досліджених прикладах підтверджується положення про те, що річки і долини п'ятого порядку, найбільш імовірно, належать до стовбурової частини СРДС. На нашу думку, при досягненні річковими потоками (СПР) п'ятого порядку вони починають володіти достатньою ерозійною здатністю, щоб протистояти висхідним тектонічним рухам земної кори, розробляти долину з добре вираженим днищем (розвинуту річкову долину), перетинати основні місцеві додатні морфоструктури й створювати цілісну стовбурову частину СРДС. Елементи відносно розвинутих днищ долин можуть зустрічатись і на ділянках річок четвертого порядку, але вони переважно відокремлені від стовбурів і пов'язані з локальними улоговинами. Слід зауважити, що ступінь розвитку річкових долин визначається не лише шириною та вираженістю днища, але й глибиною врізу, перетином основних морфоструктур.

Таким чином, сумісний аналіз порядків елементів крони з особливостями долин, місцевих тектонічних та геоморфологічних умов (відображаються в геоморфологічному районуванні) може виступати підґрунтям для розмежування, виділення стовбурової частини СРДС та її крони.

Розмежування елементів крони СРДС із первинними ерозійними формами рельєфу пов'язане з переходом від днищ долин до схилів, що, у свою чергу, залежить від дії таких основних чинників, як ерозійна здатність потоків та протиерозійна стійкість порід. Як відомо, ерозійна здатність нелінійно залежить від водності потоків. Така нелінійність примножується значеннями поздовжніх похилів водотоків.

Водність, у свою чергу, залежить від клімату, рельєфу (характеру розвитку руслової мережі).

На рівнинах верхня межа річкових долин може проявлятися у вигляді долинного замикання, переходу в балки та яри, улоговини, лощини, верхові озера, болотні масиви. Перехід значною мірою пов'язаний із наявністю постійного водотоку. На рівнинній частині басейну Верхнього Пруту зволоженість територій переважно досить значна, рельєф горбистий або височинний, густина річкової мережі сягає 0,5–0,6 км/км² та більше. В таких умовах у межах Хотинської височини витоки можуть знаходитися у верхів'ях балок, великих ярів, а в межах власне рівнини – у слабо виражених долинах або прадолинах (особливо під значними схилами).

У гірській частині басейну зволоженість висока, часто випадають зливи, зливові дощі, які призводять до утворення паводків на річках, густина річкової мережі нерідко перевищує 2 км/км². Очевидно, це забезпечує (сприяє забезпеченню) високій ерозійній здатності поверхневих водотоків, відображає її. Постійними водотоками можуть бути зайняті навіть невеличкі долини, схожі на яри. В таких умовах вважаємо, що перехід від долин до первинних ерозійних форм рельєфу пов'язаний, перш за все, не з постійністю водотоків, а з тим, що вони втрачають роль провідного агента денудації в межах достатньо чітко виражених хребтів чи їх масивів, стають просто одним зі схилових процесів. Водночас слід враховувати протиерозійну стійкість порід (наявність водоспадів між ділянками долин) або вплив інших потужних агентів денудації (льодовиків у минулому).

У передгір'ях умови дуже різноманітні: від Слобода-Рунгурського низькогір'я, подібного до гір (хоча тут також відмічено окремі добре виражені яри), до ЕК у межах днищ долин основних річок, які взагалі не характеризуються наявністю власної долини. Особливим випадком є витоки

р. Брусниця, закладені в межах низьких терас р. Сірет (підготовлене річкове перехоплення). Це приклад розвитку ЕК в межах зовсім іншої СРДС. Можуть бути потоки у прадолинах. В умовах передгірних височин спостерігаються плавні переходи вершинного яру (системи ярів) у річкову долину. Яри часто стабілізовані, зарослі лісом, з невеликими потічками на дні. Водночас витoki можуть існувати у вигляді маленьких водотоків із власним врізаним руслом у межах пологих улоговин, лощин (також часто порослих лісом).

На нашу думку, можна виділити цілу категорію первинних, нерозвинутих долин, зайнятих річковими потоками першого порядку з добре вираженим руслом, які відрізняються значним різноманіттям і потребують більш детального дослідження.

Самі ЕК можуть мати різнопорядкову будову, тобто складатися з певних субелементів. Їх також потрібно ідентифікувати. Для цього недостатньо вказати просто порядок. Необхідно зафіксувати місце у структурі ЕК. Положення визначається стосовно головного субелемента ЕК (головної річки). Назви, індекси субелементів ЕК та відповідних річок однакові, оскільки кожна річка за визначенням характеризується наявністю власної долини. Тут ми стикаємося з необхідністю використання класичної системи надання порядків (у поєднанні із сучасною). Але щоб їх відрізнити, для класичної системи застосовуємо поняття «ранг», тобто притоки головного субелемента мають перший ранг, їх притоки – другий і притоки другого рангу – третій ранг. Використовуючи гідрологічний принцип і поняття про ранг субелементів крони, можемо скласти таблиці субелементів ЕК.

Таблиці субелементів супроводжуються гідрологічними схемами, складеними для першого рангу. Як правило, схеми до третього порядку включно досить прості (рис. 2.7).

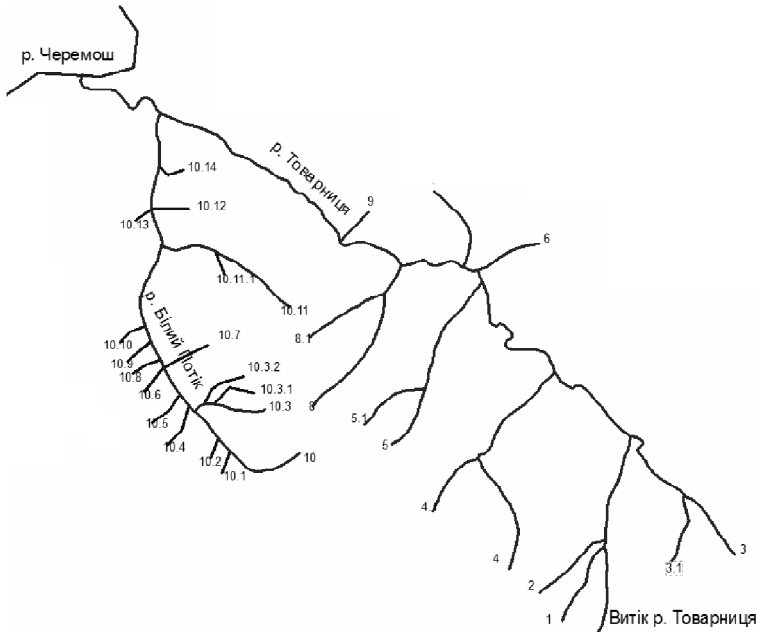


Рис. 2.7. Гідрологічна схема субелементів ЕК р. Товарниця

Систематизація інформації також проводиться у зв'язку з необхідністю формування бази даних про ЕК. Вона включає досить багато видів, позицій, що стосуються положення і параметрів об'єктів, порядків, рангів, долин, заплавл, русел річок. До основних різновидів відносимо якісну (описи), кількісну (картографічну, дані ДЗЗ, гідрологічну, дані експедиційних вимірювань), фотографічну.

Моніторинг і кадастр ЕК Верхнього Пруту

У теперішній час поняття «водні ресурси» сприймається як природні ресурси, ресурси сталого розвитку загалом. Це відповідає принципам інтегрованого управління водними ресурсами (ІУВР). У такому разі об'єктами моніторингу виступають комплексні природні та природно-соціальні

утворення, об'єкти. Одним з принципових підходів тут є врахування генезису такого роду об'єктів, основ їх цілісного функціонування. Для річок це діяльність СПР. У даному розумінні надзвичайно важлива роль належить гідроморфологічному моніторингу, як базовому. Внаслідок діяльності СПР за різні проміжки часу вздовж річок утворюються певні об'єкти гідроморфологічного походження, які можна відображати як територіальні структури. На нашу думку, це генетична основа річкових геосистем. Саме на них може бути спрямований комплексний моніторинг.

Поряд із цим, враховуючи першорядну роль інтегрованого управління водними та земельними ресурсами в ІУВР загалом, їх бажано розглядати як особливий тип земель. Тоді виникає питання про інтеграцію моніторингу та ведення кадастру (і як водного, і як земельного та ландшафтногеосистемного). Водночас можна виділити особливий фонд – водоохоронний, що поєднував би у собі водний та природно-заповідний і чітко регламентував діяльність суспільства на такого роду землях.

Розробками кафедри гідрометеорології та водних ресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича створено підходи до аналізу територіальних одиниць, пов'язаних із діяльністю СПР річок. Показано способи систематизації інформації про них, формування відповідних баз даних. Одним із завдань даного дослідження є розробка рекомендацій щодо обліку геосистем малих річок, що формуються в межах ЕК Верхнього Пруту. Це стосується як моніторингу, так і кадастрування, а саме гідроморфологічної їх складової, як базової для інших. (Рекомендації щодо комплексного, повномасштабного моніторингу та кадастрування – завдання вищого рівня).

Загальновідомо, що малі річки складають основну масу річок за кількістю, протяжністю, різноманіттям. Це першооснова «кровеносної системи» суходолу та його екосистем. Відомо, що

відповідні ландшафти є центрами біорізноманіття, осередками формування регіональних екосистем у цілому, а водночас, це основні осередки розселення людей, розвитку суспільства. Однак стосовно малих річок відомо, що значна частина їх важкодоступна (у чому ми переконалися в ході експедиційних досліджень). Виникає питання: Чи потрібно взагалі вести моніторинг та кадастр стану всіх малих річок, ЕК? Чи доречно ставити таке питання? Відповідь пов'язана з тим, що всі вони належать до водного фонду. Отже, підлягають контролю держави. Проте в умовах нашої країни, де немає величезних віддалених територій, практично всі річки охоплені тими чи іншими видами діяльності людини, суспільства. В Українських Карпатах, Передкарпатті навіть у найбільш віддалених районах ми практично не бачили річок, що не зазнали антропогенного впливу. Перш за все від лісозаготівель. Таким чином, на облік лісу, земель, лісозаготівлі та інші типи діяльності ресурси в суспільства є. В сучасних умовах загострення екологічних питань бажано знаходити ресурс і на проведення моніторингу, ведення кадастру, причому саме в розумінні річкових ландшафтів, цілісних територіальних структур, екосистем. Це ж відповідає принципу інтегрованого управління водними та іншими ресурсами. Якщо навіть у теперішній час повномасштабно такі роботи організувати важко, бажано все ж подумати про перспективу.

Основи систематизації даних про ЕК ув'язані з системою інформації Водного кадастру і можуть використовуватися для потреб комплексного водно-земельного кадастру.

Першими складаються таблиці ЕК стовбурів СРДС (згідно з переліком виділених стовбурів), а також наводиться схема розмежування стовбурів і крони СРДС.

Далі складаються таблиці субелементів ЕК, їх схеми. Вздовж субелементів фіксуються ПД, ОД та ГД, які пропонуємо називати кадастровими ділянками (КД).

Таким чином, обліку можуть бути піддані всі територіальні об'єкти, створені СПР уздовж річок.

Загалом такого роду кадастр може мати назву кадастру молодих річкових ландшафтів (включно з антропогенними) або кадастру руслово-заплавних комплексів, або просто кадастр СРДС (включаючи тепер все, зокрема й ландшафти низьких терас разом з їх гідрмережею, водами).

Підсистемою кадастру СРДС є кадастр ЕК.

Наше завдання – розгляд гідроморфологічної інформації, яка може вміщуватися в ньому. Основи гідроморфологічного моніторингу в Україні розвиваються під керівництвом проф. Ободовського О.Г. [10; 11]. Ми пропонуємо застосовувати його до КД. Водночас, зважаючи на великі обсяги необхідних робіт та обмежені можливості фінансування, розглядати деякі скорочені варіанти. Варто також розрізняти дослідницький моніторинг ключових об'єктів і ділянок та більш формалізований, скорочений моніторинг, спрямований на деякі основні характеристики і параметри об'єктів. (Об'єкти – це територіальні одиниці ЕК СРДС, позначені як КД).

Розглянемо основні види інформації, необхідної для опису КД ЕК та СПР в їх межах.

Власне рельєф фіксується на картах (планах), космоснімках, фотографіях, поперечних перерізах, поздовжніх профілях.

Наступним важливим видом інформації є характеристики водного потоку. Перш за все важлива інформація про рівні високих вод (РВВ) і швидкості течії. Можуть бути використані й описи та фотографії руху потоку під час паводків.

Наступний вид інформації – про місцеві чинники, середовище функціонування СПР. Тут цінна інформація про виходи корінних порід, характер наносів, їх відкладів, зокрема у відслоненнях заплав, терас. Можна застосовувати різні способи аналізу гранулометричного складу наносів, описувати їх форму. Робляться відповідні фотографії.

Наступний вид інформації – власне руслознавча. Тут подаються описи характерних форм русел, результати вимірювання їх параметрів, фотографії, абриси. Там, де реально, застосовуються космознімки. (І загалом у дослідженнях ЕК важливо використовувати дані ДЗЗ, «космобланковки»).

Наступним видом є інформація про днище долини і характер долини. Тут відмічаємо особливості терас, заплав. Доречні відповідні фотографії.

З позиції ВРД ЄС та системи гідроморфологічного моніторингу застосовується детально розроблена методика формалізованого представлення інформації, оцінки якості річок.

Дуже важливим видом інформації у всіх відношеннях виступає антропогенне навантаження. Очевидно, що загалом різноманіття видів антропогенного впливу та його наслідків надзвичайно велике. Тому для різних басейнів (чи їх частин) це питання спеціальних досліджень.

У скороченій програмі моніторингу стану ЕК враховується доступність КД та можливості отримання різних видів інформації. Перш за все використовується картографічна інформація, дані ДЗЗ і подібна. Можна скористатися й інформацією очевидців, фотографіями.

За умов доступності КД найбільш важливо зафіксувати поперечні перерізи (в характерних частинах КД, русла, заплави); РВВ; характер порід та наносів; параметри заплави (за її наявності); основні, характерні руслові форми; різновиди антропогенних впливів. Форма подачі результатів моніторингу враховує основні, зазначені вище, розділи: 1) рельєф; 2) водний потік; 3) середовище розвитку річки; 4) характеристика русла і руслових форм; 5) характеристика долини та заплави; 6) характеристика антропогенних впливів. У кадастрових описах можна використовувати способи подачі інформації згідно з ВРД та іншими розробками.

З веденням кадастрів пов'язане формування баз даних. Стосовно кадастру СРДС (а саме територіальних одиниць стовбурів) на кафедрі гідрометеорології та водних ресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича запропоновано таку структуру бази даних (див. рис. 2.4).

Інше завдання – сформувати підсистему, яка логічно доповнювала б дані про стовбурну частину СРДС, стосувалась ЕК: містила принципово важливу інформацію про них. Для цього доцільно виділити два ієрархічних блоки: 1) інформація про об'єкти моніторингу; 2) конкретна інформація кадастрових ділянок.

У першому розділі вміщуються таблиці ЕК, таблиці та схеми субелементів ЕК, дані про КД, у другому – дані про конкретні КД, представлені основними розділами – блоками.

Нами створено часткову базу даних (БД) про ЕК системи Верхнього Пруту (рис. 2.8). Очевидно, вона повинна розвиватись у напрямку більшого охоплення об'єктів та поглиблення комплексного моніторингу, застосування вимог ВРД ЄС, положень Карпатської конвенції, ІУВР.

БД ЕК є важливими у реалізації планів інтегрованого басейнового управління водними ресурсами.

2.3. Антропогенний вплив на русла та заплави річок Передкарпаття

Загальна характеристика антропогенного впливу на русла та заплави річок Передкарпаття

Активна господарська діяльність призвела до змін однорідних ділянок русел та заплав. Окремі ділянки повністю перетворено. На інших зафіксовано локальні (внутрішні) зміни.

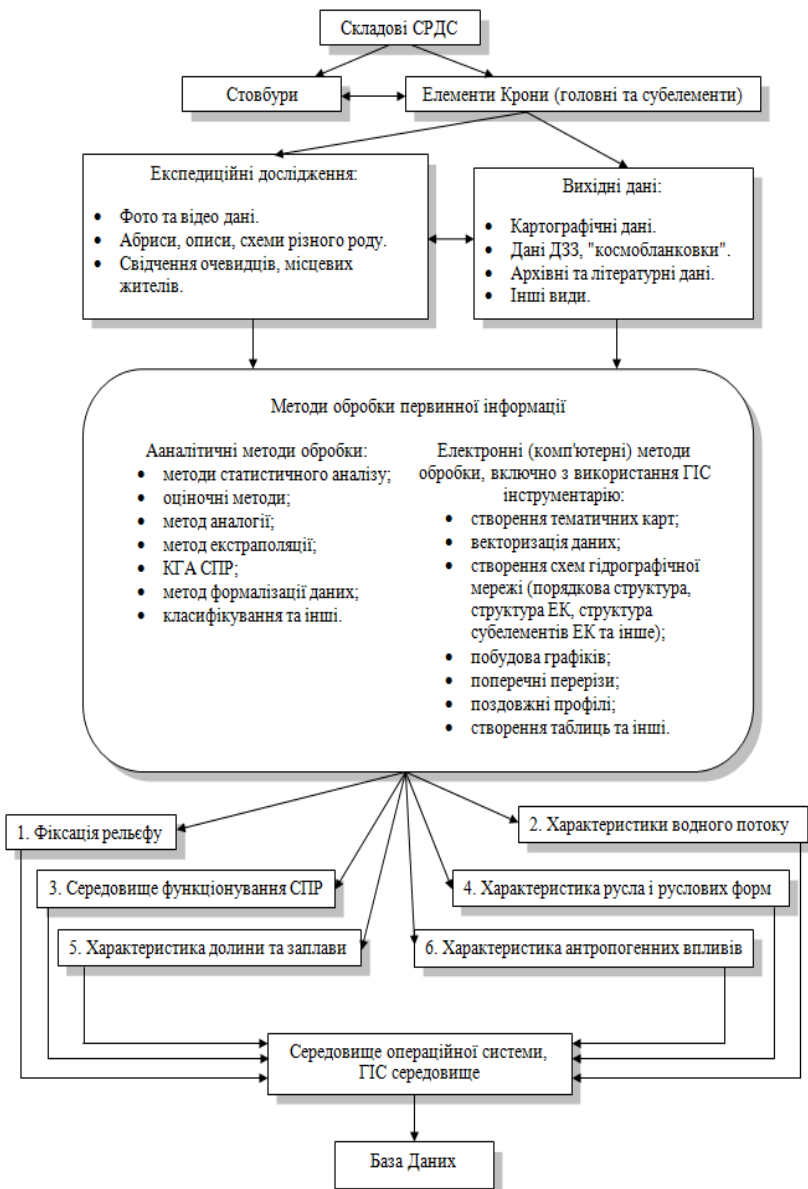


Рис. 2.8. Схема БД по ЕК системи Верхнього Пруту

У зв'язку з розвитком транспорту і доріг у XIX столітті розвивалось мостобудування. На картах 1889 р. відображено звичайні й залізничні мости у багатьох населених пунктах уздовж річок. Автомагістралі та звичайні дороги на прируслових ділянках проходять у насипах, на яких з боку русла влаштовані міцні кріплення або підпірні стінки. При спорудженні насипів і кріплень поряд із залізобетоном широко використовували русловий матеріал.

Боротьба із затопленнями розпочалася також досить давно. Але перші масштабні заходи припадають на середину – другу половину XIX століття. Існуюча в наш час система захисту і руслорегулювання почала розвиватися в 60-х роках XX століття. Вона охопила майже всі передгірні ділянки річок Українських Карпат.

Особливі випадки стосуються зон впливу діяльності руслових кар'єрів, які були відкриті майже одночасно з початком будівництва дамб. Тобто розвиток видобутку гравійної суміші розпочався приблизно у другій половині XIX століття. Звісно, що тоді його об'єми були відносно невеликими. Значний вплив справляла сукупність відносно невеликих кар'єрів. Пізніше їх діяльність була обмежена, проте її наслідки залишилися і спостерігаються на значних ділянках. Деякі з них проводять видобуток алювію із заплави, залишаючи після себе виробки.

На р. Дністер у межах Верхньодністровської низовини ще в кінці XIX століття були перші спрямлення русла – створення каналів.

Однією з перших річок у басейні р. Прут, на якій провели регулюючі та очисні роботи, був Черемош. Заходи по розчищенню та регулюванню русла на ньому виконувалися вже у XVIII столітті. З початком XIX століття подібні роботи розпочали і на р. Прут. З 1804 р. по 1825 р. на ньому зміцнювали береги й очищали русло.

На ділянці р.Прут у межах м.Чернівці, де найбільше виражений вплив процесів урбанізації, основними видами антропогенної дії на русло є: укріплення берегів, будівництво протипаводкових дамб, мостових переходів, берегоукріплення в районі водозаборів, добування алювію з русла, роботи по регулюванню русла, будівництво дюкерів та ін. Основні зміни русла та процесів його розвитку розпочато ще від кінця XVIII століття.

У серпні 2008 р. (одразу ж після проходження видатного паводку) викладачами та аспірантами кафедри гідроекології, водопостачання та водовідведення ЧНУ проведена серія експедиційних досліджень на річках Передкарпаття. Дослідження продовжувалися в наступні роки. Основною метою польових досліджень було поглиблення уявлень про функціонування СПР річок Передкарпаття на ОДРЗ і зокрема у зв'язку з антропогенним впливом.

Зони і процеси затоплення (та підтоплення) залежать від гідрологічного режиму річки на даній ділянці, рельєфу оточуючої місцевості, фільтраційних можливостей ґрунтів і особливостей антропогенного впливу на річку та територію. Дане питання можна розглядати з різним ступенем деталізації, але детальні дослідження і детальна інформація, як правило, відсутні.

Експедиційні дослідження показали, що навіть у межах відносно плоских алювіальних рівнин Передкарпаття далеко не всі території небезпечні для затоплень. Там, де коливання рівнів води були відносно невеликі (розширені ділянки), затоплювалась лише заплава. Більш небезпечні понижені ділянки біля виходу з улоговин, а також ділянки перед стисненням дна долини. Стиснення може посилювати й антропогенна діяльність. Значні затоплення спостерігаються у вузлах злиття великих річок із широким плоским дном долини.

Особливі умови затоплення (та підтоплення) там, де води потрапляють різними шляхами у задамбовий простір. Такими шляхами були: проміжки між дамбами, гирлові ділянки дрібних приток, фільтрація, самі дрібні річки, що густо прорізають нахилені алювіальні рівнини і зрізка, перелив через дамби.

Дані про мітки високих вод вказують на можливі амплітуди коливань рівнів води на різних ділянках річок, дають можливість аналізувати відповідні чинники, а також вказують на такі важливі характеристики СПР, як глибини та, через оцінку витрат води, на ймовірні швидкості потоку. Під час експедицій нами виконано роботи по фіксації міток високих вод на різних ділянках річок як з нівелюванням поперечників, так і без нього.

Варто зауважити, що на розпластаних (і розгалужених) підгірних ділянках річок амплітуди рівнів води (від меженого до катастрофічного) у значній кількості випадків становлять усього 2–2,5 м. У випадках значних розширень (руслова та заплавна багаторукавність) активна амплітуда змін рівнів A_n ще менша. Наприклад: на р. Бистриця Надвірнянська біля с. Тисменичани A_n становила 0,9–1,0 м, на р. Лімниця біля с. Берлоги – 1,6–1,7 м.

Збільшення амплітуд рівнів спостерігається переважно на ділянках звужень русла (водопропускного коридору), а також зменшення швидкостей течії (поздовжніх похилів). Амплітуда рівнів залежить також від величини річки. Найбільші значення амплітуд рівнів спостерігалися в гирлі р. Стрий (приблизно 5,5–6 м) та на р. Дністер, біля автодорожнього мосту у селищі Нижнів (приблизно 7,3–7,5 м). Ще більші значення могли бути безпосередньо на ділянці входу р. Дністер у каньйон, а також на р. Прут на вході в антропогенно стиснуту ділянку. На деяких ділянках значну роль могли відігравати місцеві підпори.

Наслідки дії паводку 2008 р. відображають комплекс чинників, що зумовили його катастрофічність і поєднують як

природну, так і антропогенну складову. У морфологічному відношенні функціонування СПР проявляється у встановленні певних розмірів та форм русел, а також у характерних їх деформаціях. Знання про останні важливі як у власне науковому, так і у практичному відношенні. Через зіставлення космознімків (отриманих у попередні роки) з будовою русел після паводку, а також на основі експедиційних робіт нами виявлені деякі характерні види деформацій на річках Передкарпаття.

Русла змінюють не тільки форму (деформуються), але й характерні риси. Наприклад, поверхня островів із чагарниками та молодими деревами може перетворитися на свіжі відклади наносів за рахунок «змиву» рослинності. Що стосується власне деформацій, які відбуваються за паводок, то їх (як і будову СПР) треба розглядати ієрархічно. Найвищий рівень – це зміни параметрів русла, його основних розмірів. Нами зафіксовані розширення активного русла за рахунок розмиву заплавних берегів. Розмах таких деформацій становить метри і десятки метрів. Зміни кроків провідних руслових форм (стрибки кроків) не спостерігались. Так, річкою Прут біля с. Іванівка підміто першу терасу (близько 1,5–2 м). Зафіксовано розмив високої заплави (біля 2–2,5 м) річкою Бистриця Надвірнянська поблизу с. Назавізов. Тут виділено 2–3 протоки, а ширина смуги руслоформування становить 200–300 м.

Інші значні деформації стосувалися розмиву чи активізації окремих проток. Цікавий випадок зафіксовано у с. Кузьминець на р. Лімниця. Дана ділянка річки перехідна від структурно-алювіального до алювіального русла. Ширина тут становить близько 50 м. Правобічний рукав річки під час паводку активізувався, у ньому сформувались боковики і, за рахунок обтікання одного з них, відбувся розмив дороги (близько 7 м дорожнього полотна).

Нижче за течією також розмито дорогу в кількох місцях, у результаті розвитку правої протоки річки Лімниця. Зокрема, в с. Ясень, де виділено основне русло з островами і бічні протоки та староріччя (тобто протоки, що функціонують тільки під час високих паводків). Ширина русла (разом із островами) в межень становить 180–300 м. У двох випадках розмиви були значні (близько 2 м) і створювали загрозу для автомобільної дороги. Амплітуда рівнів води становила 2,2 м. На даній ділянці річки характерна висока кінетичність потоку, що й призвело до наслідків такого масштабу. Відразу після паводку, з метою відведення основного потоку із правобічної протоки, що стала основною, виконувалися днопоглиблювальні роботи та розчищення старого русла від наносів.

Найбільш масово проявились місцеві, локальні деформації, пов'язані з внутрірусовими формами. Серед них характерні і важливі відносно невеликі, але активні звивини, розвиток яких зумовлювався виникненням осередків або боковиків у потоках. Змінювався також внутрішній «малюнок» розгалужених русел, у деяких випадках основні протоки поміняли своє розташування, варіювала їх кількість.

Яскраві приклади таких переформувань відмічені на деяких річках Передкарпаття. Зокрема, виникла загроза зміщення вершини великої звивини на р. Стрий біля с. Гірне і розмиву автомобільної дороги міжнародного сполучення Львів – Чоп (рис. 2.9). Дана звивина розвивалася поступово до паводку, але більш інтенсивно – під час його проходження. Кроки доміантних форм (звивин) на цій ділянці річки становлять 500 м і більше, ширина розгалуженого русла 400–600 м, а ширина смуги руслоформування 1–1,2 км.

Значна частина деформацій русел впливає на інженерні споруди або викликана ними. Наприклад, після паводку зафіксовано зміну положення основного струменя р. Бистриця Надвірнянська біля с. Цуцилів. Вище мосту під час паводку він

отримав розвиток біля лівого берега, а нижче мосту потік змістився під правий берег. Тут почала формуватися звивина, що й призвело до розмиву шпори на правому березі (рис. 2.10).



Рис. 2.9. Розмив високого терасового лівого берега р. Стрий за рахунок розвитку великої звивини біля шосе Львів – Чоп (с. Гірне)



Рис. 2.10. Розмив шпори на р. Бистриця Надвірнянська біля с. Цуцилів

Нижче за течією на правому березі р. Бистриця Надвірнянська вище с. Черніїв також розмито дамбу обвалування (рис. 2.11). Довжина розмиву становила близько 20 м. Русло на цій ділянці більш сконцентроване, нерозгалужене. Хоча зафіксовано окремі правобічні другорядні протоки на значних відстанях (400–500 м).



Рис. 2.11. Розмив дамби обвалування на правому березі р. Бистриця Надвірнянська вище с. Черніїв (на другому плані видно більш потужну дамбу обвалування ставка)

На р. Прут паводковим потоком розмито придамбові берегоукріплюючі споруди на Снятинській ГЕС.

Руйнація мостів відбулася за рахунок зменшення стійкості опор викликаного відборами алювію у попередній період та дії паводкового потоку на цьому тлі, а також за рахунок нагромаджень «деревного» наносу та значного зменшення пропускної здатності і місцевих розмивів.

Унаслідок паводку 2008 року зруйновані автодорожні мости через р. Прут у м. Снятин та у с. Маршинці. Повністю зруйновано міст на р. Бистриця Солотвинська на об'їзній дорозі біля м. Івано-Франківськ.

Яскравим прикладом є вплив паводкового потоку (та руйнувань, спричинених ним) на міст через р. Лімниця у

сmt Перегінське (рис. 2.12). Руйнування паводковим потоком великі. Тут частина мосту постраждала у зв'язку з підмивом центральних опор, а частина – у зв'язку з бічними розмивами (близько 5–8 м). Утворювалися бічні та центральні вирви. Основний потік нижче мосту зосереджено під лівим берегом (за косознімками був під правим), є загроза для людей (зокрема, їх приватної власності), а також підмито значну частину сільськогосподарських угідь. Ширина русла становить 120–150 м. На даній ділянці картина русла ускладнюється, збільшується роль бічної ерозії і кількість проток до 4. Основні острови мають складну конфігурацію. На їх фоні також розвиваються дрібніші.



Рис. 2.12. Розмив лівого берега і полотна дороги перед мостом через р. Лімницю у сmt Перегінське

Розмиви по центру русла біля великих мостів, найбільш імовірно, пов'язані з процесами врізання річок. Бічні розмиви зумовлені характером функціонування СПР під час паводку – утворенням інтенсивних струменів під берегами. У деяких випадках (біля мостів меншого розміру – на менших річках) могли також утворюватись бічні або центральні вирви нижче мосту. Наприклад, на р. Болохівка біля с. Дубовиця зафіксовано

напівзруйнований міст (рис. 2.13), що був шляхом сполучення із селами, розташованими на лівому березі річки.



Рис. 2.13. Напівзруйнований міст на р. Болохівка біля с. Дубовиця

На річці Сукіль у с. Тисів під час паводку підмито правий берег біля мосту, частково зруйновано кріплення берега. Проте збитки незначні, і міст не було пошкоджено.

Важливим прикладом руйнування мостів є загачування просторів між опорами «деревним наносом». Такі випадки стосуються не тільки мостів з густо розташованими опорами, але і «переливних» мостів із низькими опорами. При цьому зруйновані досить потужні споруди.

Так, на р. Прут у районі Чернівецького гравійно-піщаного кар'єру знаходиться міст із низькими опорами. Тут зафіксовано переливання паводкових вод через нього, про що свідчить велика кількість «деревного наносу» на мосту.

Іншим прикладом є міст через р. Чечва біля с. Довге Калуське (рис. 2.14). Варто зауважити, що закупорка підмостового простору тут призводила також до підпору рівнів води. При цьому частина течії річки сформувалася по заплаві (терасі) в обхід мосту, що і спостерігалось на лівому березі р. Чечва, а основним струменем було розмито правий берег

(близько 5 м) і частково зруйновано міст. Під час паводку, коли підмостовий простір був повністю перекритий «деревним наносом», ближче до правого берега утворилася вирва, що й призвело до розмиву берега та руйнування мосту.



Рис. 2.14. Частково зруйнований міст через р. Чечву біля с. Довга Калуська
(Видно велику кількість «деревного наносу» та гребінь гряди, що зупинилася і частково розмита перед мостом)

Загалом, варто зазначити, що таке явище і чинник, як «деревний нанос», – це особлива складова системи потік–русло. Введення її в систему змінює уявлення про можливі процеси функціонування. Існує висока ймовірність того, що дане явище спровоковане недбалим веденням лісового господарства.

Слід зауважити, що мостові переходи достатньої капітальності (залізничні, автодорожні, нафто- та газопроводів) практично не постраждали від паводку. Цьому сприяє висока пропускна здатність, висота та потужність опор. Проте потрібно розвивати дослідження рівневого режиму річок регіону. Адже положення дамб (та інших споруд) не завжди достатньо ґрунтовно враховує можливі межі планового розвитку русел.

До специфічних деформацій русел річок або до важливих їх причин можна віднести відбір значної частини алювію. Адже річковий алювій розглядався і далі розглядається як корисні копалини, будівельні матеріали. Відомо, що руслові кар'єри відкриті майже одночасно з початком будівництва дамб. Тобто розвиток видобутку гравійної суміші розпочався приблизно у другій половині XIX століття. Звісно, що тоді його об'єми були відносно невеликими. Значний вплив справляла сукупність відносно невеликих кар'єрів. Пізніше їх діяльність була обмежена, проте її наслідки залишились і спостерігаються на значних ділянках. Деякі з них проводять видобуток алювію із заплави, залишаючи після себе виробки.

Нами було відмічено, що безпосередньо після паводку на багатьох ділянках він значно активізувався. Майже на всіх досліджуваних ОДРЗ у ході експедиційних робіт зафіксовано вибір руслового матеріалу. Наприклад, на р. Бистриця Надвірнянська біля с. Назавізов та в с. Тисменичани, на р. Лімниця біля сіл Кузьминець, Ясень, Слобода Рівнянська, Берлоги відразу після паводку проводилися дані роботи (рис. 2.15).



Рис. 2.15. Відбір алювію з русла р. Лімниця в с. Ясень

*Категорії паводкової небезпеки
на річках басейнів Верхнього Пруту та Сірету*

Існує багато підходів до виділення рівнів паводкової небезпеки, серед яких можна виділити нижчевказані.

Визначення рівня небезпеки паводку визначається за конкретними характеристиками паводку. Це, перш за все, тривалість затоплення заплави, розмір паводку; глибина та швидкість паводкового потоку; можливість евакуації та доступ до затопленої території. Виділяється п'ять категорій паводкової небезпеки. Центр охорони навколишнього природного середовища Нового Південного Уельсу в Австралії паводкову небезпеку розбиває на категорію високої та низької небезпеки з їхньою деталізацією до шести гідравлічних категорій.

Висока паводкова небезпека по даній класифікації може бути визначена за такими параметрами: висока небезпека для життя людей; важко провести евакуацію великих вантажівок; працездатним дорослим людям важко переходити вбхід до безпечних ділянок; висока небезпека структурних порушень будівель.

Низька паводкова небезпека визначається за такими параметрами: у разі необхідності на вантажівках можна провести евакуацію населення та їх майна; працездатні дорослі люди не відчують значної небезпеки при переході вбхід до безпечних ділянок.

Вищевказана класифікація паводкової небезпеки не враховує ряд інших факторів, які впливають на небезпеку паводку. Тому, щоб визначити істинну категорію небезпеки, попередню класифікацію використовують з врахуванням таких факторів: розмір паводку, завчасність попередження, готовність до паводку, швидкість підйому паводкових вод, глибина і швидкість, тривалість затоплення, проблеми евакуації, ефективний доступ до повені, тип розвитку.

Інші фактори, такі як складність потоку, взаємозв'язок у водному потоці можуть розглядатися в міру необхідності.

Розширена служба гідрологічних прогнозів Національного центру погоди США виділяє кілька рівнів небезпеки: 1) відсутність паводку; 2) наближення до паводку; 3) малий паводок (збитки мінімальні чи відсутні, існують деякі незручності чи загрози громадськості); 4) помірний паводок (затоплення деяких споруд і близько розташованих автомобільних доріг, потрібна деяка евакуація людей та майна на більш підвищені території); 5) великий паводок (значні затоплення будівель та автомобільних доріг, потрібна широкомасштабна евакуація людей і майна на вищезташовані території).

Можна виділити класифікації рівнів паводкової небезпеки, що використовуються в регіонах, які за своїми природними умовами близькі до водозборів Верхнього Пруту та Сірету. Як приклад проаналізуємо класифікацію, яка використовується в Чехії та Словаччині.

Під час прогнозування та попередження паводків у Чехії використовують такі рівні паводкової небезпеки:

- I рівень (низький) – водний потік знаходиться в межах русла;

- II рівень (високий) – відмічається затоплення низькорозташованих, незаселених ділянок заплави;

- III рівень (затоплення) – спостерігається підтоплення будівель;

- IV рівень (екстремальний) – відмічаються значні затоплення будівель, такі явища спостерігаються не частіше, ніж 1 раз на 50 років.

У Словаччині [28] виділяються такі рівні паводкової небезпеки:

- I рівень (низький) – водний потік знаходиться в межах русла;

- II рівень (середній) – підтоплення низькорозташованих ділянок заплави;
- III рівень (високий) – затоплення заплавних територій;
- IV рівень (важкий) – значне затоплення близькорозташованих територій, будівель та ін.

Агентство з навколишнього середовища та берегової охорони Великобританії виділяє рівні паводкової небезпеки для людей залежно від швидкості та глибини потоку. В даній класифікації виділяють такі рівні небезпеки:

- Низький. Увага. «Зона затоплення із невеликою проточною водою або з глибокою стоячою водою»;
- Помірний. Небезпечно для дітей. «Небезпечно: зона затоплення з глибоким або швидким водним потоком»;
- Значний. Небезпечний для більшості людей. «Небезпечно: зона затоплення з глибоким або дуже швидким водним потоком»;
- Екстремальний. Небезпечний для всіх. «Екстремально-небезпечно: зона затоплення з глибоким або дуже швидким водним потоком».

В Україні на даний час існує класифікація рівнів небезпеки гідрологічного явища. Рівень небезпеки паводків і водопіль, у залежності від їх параметрів у створах гідрологічних постів і можливих негативних наслідків, розподіляється на чотири ступені.

Випадіння зливових опадів у поєднанні з гірським рельєфом та густою гідрографічною мережею призводить до формування дощових паводків зі значними підйомами рівнів води на річках басейнів Верхнього Пруту та Сірету. Для поліпшення взаємозв'язків між гідрометеорологічними прогностичними центрами та споживачами їхньої інформації (Державна служба з надзвичайних ситуацій, Міністерство оборони, галузі господарського комплексу, комунальне господарство, транспорт, фізичні особи та ін.) необхідно розробити категоризацію небезпеки підйомів рівнів води.

Враховуючи вищесказане та наші дослідження функціонування системи потік–русло, нами запропоновано класифікацію рівнів паводкової небезпеки для річок верхнього Пруту та Сірету. Дана класифікація враховує конкретні природні умови на кожному водному об'єкті, а також всі негативні наслідки для життєдіяльності людей та функціонування господарського комплексу, що можуть бути викликані паводковими водами.

Оскільки в більшості випадків на ділянках гідрологічних постів русла річок каналізовані, водний потік має значні глибини та швидкості течії до виходу на заплаву, потрібно дещо деталізувати рівні небезпеки водного потоку в межах русла.

При врахуванні паводкової небезпеки враховано такі показники: стан системи потік–русло, вихід води на заплаву, підтоплення господарський об'єктів, сільськогосподарських угідь та транспортних комунікацій. Брали до уваги забезпеченість максимальних паводкових витрат.

Виходячи з цього, можна запропонувати наступну класифікацію рівнів паводкової небезпеки для річок басейнів Верхнього Пруту та Сірету:

I (відсутність паводкової небезпеки) – система потік–русло знаходиться в меженному стані, для даного рівня виконується співвідношення $Q_i < Q_{\text{меж}}$;

II (низький рівень паводкової небезпеки) – система потік–русло знаходиться в перехідному стані, водний потік у межах русла, для даного рівня виконується співвідношення $Q_{\text{меж}} < Q_i < Q_{\text{п.а.}}$ (початок активного руслоформування) або $Q_{\text{меж}} < Q_i < Q_{\text{bankfull}}$;

III (підвищений рівень паводкової небезпеки) – система потік–русло знаходиться в активному стані або відмічається вихід води з русла, для даного рівня виконуються співвідношення $Q_{\text{bankfull}} < Q_i < Q_{\text{підт}}$ або $Q_i > Q_{\text{п.а.}}$;

IV (високий рівень паводкової небезпеки) – відмічається підтоплення сільськогосподарських угідь, транспортних шляхів, житлових та господарських об’єктів. Для даного співвідношення за відсутності заплави виконується співвідношення $Q_i > Q_{\text{підт}}$;

V (екстремальний рівень паводкової небезпеки) – спостерігається значне затоплення транспортних шляхів, житлових та господарських об’єктів. Це відбувається раз на 50 років.

Згідно з даною класифікацією нами розроблено категоризацію паводкової небезпеки для діючих гідрологічних постів I розряду на річках басейнів Верхнього Пруту та Сірету (табл. 2.4).

Таблиця 2.4

Класифікація паводкової небезпеки
на річках басейнів Верхнього Пруту та Сірету

Річка – пункт	Клас небезпеки	Рівень води, см над нулем поста	Витрата води	
			м ³ /с	P, %
1	2	3	4	5
р. Сірет – м. Сторожинець	I	< 350	< 40	< 90
	II	350–545	40–250	90–20
	III	545–600	250–340	20–10
	IV	600–770	340–820	10–2
	V	> 770	> 816	> 2
р. Прут – смт Ворохта	I	< 220	< 5	< 95
	II	220–260	5–20	95–80
	III	260–300	20–42	80–23
	IV	300–374	42–86	23–2
	V	> 374	> 86	> 2
р. Прут – м. Татарів	I	< 175	< 32	< 95
	II	175–320	32–140	95–25
	III	320–350	140–174	25–20
	IV	350–510	174–517	20–2
	V	> 510	> 517	> 2
р. Прут – м. Яремча	I	< 230	< 60	< 95
	II	230–390	60–300	95–30
	III	390–600	320–940	30–5
	IV	600–637	940–1080	5–2
	V	> 637	> 1080	> 2

Продовження таблиці 2.4

1	2	3	4	5
р. Прут – м. Чернівці	I	< 140	< 200	< 95
	II	140–430	200–850	95–60
	III	430–470	850–950	60–50
	IV	470–900	950–4000	50–2
	V	> 900	> 4000	> 2
р. Чорнява – с. Любківці	I	< 280	< 5	< 85
	III	280–350	5–26	85–30
	IV	350–569	26–119	30–2
	V	> 569	> 119	> 2
р. Черемош – с. Устеріки	I	< 145	< 70	< 95
	II	145–230	70–400	95–40
	III	230–280	400–620	40–13
	IV	280–370	620–1080	13–2
	V	> 370	> 1080	> 2
р. Чорний Черемош – смт Верховина	I	< 350	< 50	< 95
	II	350–480	50–250	95–15
	III	480–555	250–430	15–5
	IV	555–613	430–669	5–2
	V	> 613	> 669	> 2
р. Ільця – с. Ільці	I	< 162	< 10	< 95
	II	162–190	10–50	95–30
	III	190–250	50–192	30–2
	V	> 250	> 192	> 2
р. Білий Черемош – с. Яблуниця	I	< 210	< 50	< 95
	II	210–300	50–185	95–35
	III	300–312	185–240	35–25
	IV	312–460	240–390	25–2
	V	> 460	> 390	> 2
р. Путила – смт Путила	I	< 337	< 15	< 90
	II	337–420	15–60	90–40
	III	420–540	60–180	40–10
	IV	540–596	180–241	10–2
	V	> 596	> 241	> 2

Запропонована категоризація паводкової небезпеки за своєю суттю найбільш наближена до категоризації служби гідрологічних прогнозів США, а також до рівнів паводкової небезпеки, що застосовуються у Словаччині. Для неї деталізовано категорії паводкової небезпеки в межах русла. Це, насамперед, пов'язано з тим, що водний потік під час паводку,

який знаходиться в межах русла, становить значну небезпеку для життєдіяльності людей при потраплянні в нього. Враховувалися й виходи води на заплаву та підтоплення об'єктів, які не знаходяться в межах поста.

Отримані категорії паводкової небезпеки динамічні, оскільки референційні та антропогенні деформації русел спричиняють зміни залежностей $Q = f(H)$. На гідрологічних постах Чернівці та Сторожинець за останні роки відбулося суттєве врізання русла, тому при виході води на заплаву чи підтопленнях у руслах концентруються більші витрати води. Дана категоризація запропонована станом на 2013 рік, тому в майбутньому вона повинна періодично оновлюватися, враховуючи процес руслоформування, а також антропогенні зміни.

Оцінювання інтенсивності антропогенного впливу та ступеня перетвореності молодого річкового ландшафту

Для проведення аналізу антропогенного впливу на об'єкти дниць долин річок можна використовувати різну первинну інформацію, зокрема, архівну, історичну, експедиційну, картографічну, дані ДЗЗ та іншу. Оскільки картографічний період стосовно наших об'єктів досить тривалий (від кінця ХІХ століття), нами інформація з карт розглядається як основна. Значна її частина введена в базу даних ГІС. Вона доповнюється історичною й архівною інформацією. Для виявлення врізання русел річок використано результати досліджень інших науковців, дані гідрологічних спостережень та експедиційних вимірювань, обстежень. Використання ГІС-технологій значно розширює можливості аналізу інформації, зокрема з використанням елементів ГІС-моделювання.

У контексті нашого дослідження звернемо увагу на гідроморфологічний аспект антропогенного впливу. Тобто на зими гідроморфологічних процесів, відповідного рельєфу

(форм), умов розвитку русел та заплав. Антропогенні зміни в межах терасових комплексів ОДд об'єктів нашого дослідження мало впливають на особливості функціонування СПР. Винятком є тільки зміни процесів затоплення частин першої тераси. Тому розглядатимемо вплив на ОДРЗ. Вони можуть бути різного характеру та інтенсивності. Від цього залежить і оцінка переходу від референтних до антропогенних умов. (Загалом у географії прийнято розрізняти об'єкти в майже природному стані, частково перетворені, повністю перетворені, техногенні системи, такі, що розвиваються після припинення антропогенного впливу). На річках також можуть бути різноманітні ситуації. Стосовно ОДРЗ правомірно вести мову про три стани або стадії (категорії) перетвореності: 1) слабка (майже референтні умови); 2) помірна; 3) значна, або повна. Критерії оцінювання повинні стосуватися як русел, так і заплав. Завдання стосовно цілих ОДРЗ стосуються використання більш генерелізованих критеріїв, ознак. Виходячи зі специфіки наших об'єктів та антропогенного впливу на них, можемо визначити деякі їх категорії (за ступенем перетвореності):

1. Стани повного перетворення ОДРЗ досить рідко зустрічаються. Це стосується тільки урбанізованої території м. Чернівці. Як приклади не по наших об'єктах можемо назвати також побудову гребель та утворення водосховищ. Деякі ділянки річок можуть бути каналізовані з повною зміною режиму заплави.

2. Стани значного перетворення русла і заплави, умов сучасного функціонування ОДРЗ пов'язуємо з певними показниками.

Русло:

А – наявність дамб обвалування (понад 50 % довжини обидвох берегів);

(* – також враховуються залізниця та автодороги, що виконують роль дамб).

Б – відбір алювію та русловиправні роботи (понад 50 % довжини ділянки).

Заплава:

А – меліорація і розорювання (понад 50 % площі);

Б – розміщення населених пунктів та інших будов (понад 50 % площі);

В – кар’єрні виробки (понад 30 % площі).

* – ступінь перетвореності достатньо визначити хоча б за одним показником.

3. Стани помірного перетворення можуть бути пов’язані з показниками станів значного перетворення, але з меншим їх ступенем.

4. Стани близькі до референтних умов. (Антропогенні впливи локальні і не змінюють значно гідроморфологічні комплекси ділянки та особливості функціонування СПР).

Розглянемо деякі конкретні приклади.

У районі міста Чернівці русло і заплава річки Прут зазнають інтенсивного антропогенного впливу ще від другої половини XIX ст. Спочатку це було пов’язано з побудовою мостових переходів, спрямленням русла. Наприкінці століття були проведені значні русловиправні роботи на всій ділянці в районі міста (від с. Бурдеї до с. Цурень). Таким чином, на рис. 2.16 уже спостерігаємо стан повного перетворення русла та заплави річки. При цьому змінилися межі смуги русла та заплави і рубежі ОДРЗ. Виникла антропогенна ОДРЗ з полігенною референтною основою.

На межі XIX–XX століть і пізніше за рахунок спрямлення річка вже розпочала процеси врізання. Пізніше, у середині XX століття, антропогенні впливи послабились. Система старого регулювання русла була майже повністю зруйнована паводками. Відродилися умови, у дечому подібні до референтних (розвивалися звивини). Починаючи від 70-х років антропопресинг посилюється, починається розбудова дамб

обвалування і відбір руслового алювію. Процеси візання річки також посилюються. Тому на межу ХХ–ХХІ століть повністю і незворотно формується зазначена вище антропогенна, урбанізована ОДРЗ (рис. 2.17).

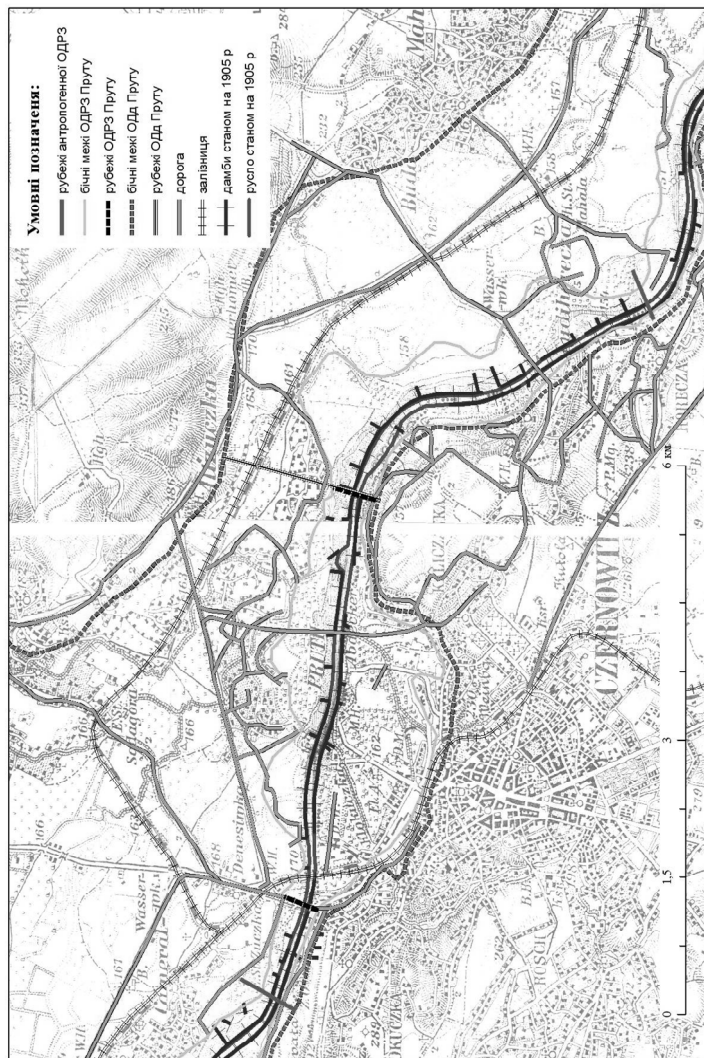


Рис. 2.16. Приклад повного перетворення ОДРЗ р. Прут у районі м. Чернівці (станом на початок ХХ століття)

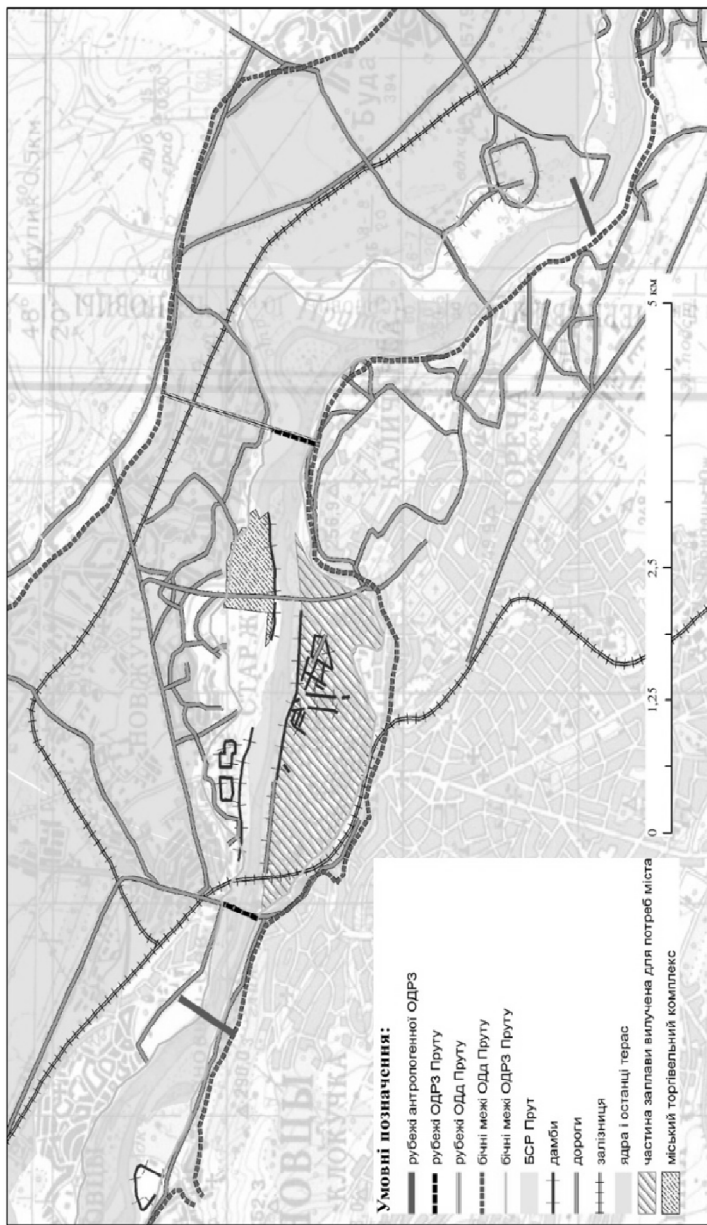


Рис. 2.17. Приклад повного перетворення ОДРЗ р. Прут у районі м. Чернівці (станом на початок ХХІ століття)

Прикладом системи ділянок зі значним антропогенним перетворенням може виступати вузол злиття річок Прут і Черемош. Ще у першій половині ХХ століття тут розпочалися розробки річкового алювію. Починаючи від 60-х років працює потужний Чернівецький гравійно-піщаний кар'єр. Його обсяги видобутку в той час досягали 1 млн м³ на рік і більше. За десятки років місця виробіток займали як різні частини русла, так і заплави. Фактично руслово-заплавні комплекси тут майже повністю змінені. Річка на значних ділянках врізалась приблизно на 1 метр і більше (рис. 2.18). Зміни русла найяскравіше проявилися на нижній частині дельтової ділянки р. Черемош (русло стало компактним, нерозгалуженим).

Поряд із кар'єрними розробками за останні десятиліття здійснено будівництво досить протяжних дамб обвалування. Водночас положення рубежів ОДРЗ збереглося повністю, а бічних меж – значною мірою. Зміни, пов'язані з видобутком алювію та дамби обвалування, охоплюють понад 50 % довжини ділянок. Тому система даних ОДРЗ віднесена нами до другої категорії за ступенем перетвореності.

Для ділянок зі станом помірного антропогенного перетворення характерні лише часткові, обмежені по довжині та площі, не надто інтенсивні антропогенні впливи. За приклад такого роду ділянки нами взято Лопушнянську ОДРЗ. Ще наприкінці ХІХ століття вздовж р. Сірет побудована залізниця, яка частково входила до смуги русла та заплави річки, а також до БСР. Отже, дана ділянка частково перетворена понад 100 років. Ступінь впливу частково понизився у середині ХХ століття. Залізниця значною мірою зруйнована річкою і більше не відновлювалась. Натомість, за останні десятиліття побудовано дамби обвалування, які займають значно менше 50 % довжини берегів.

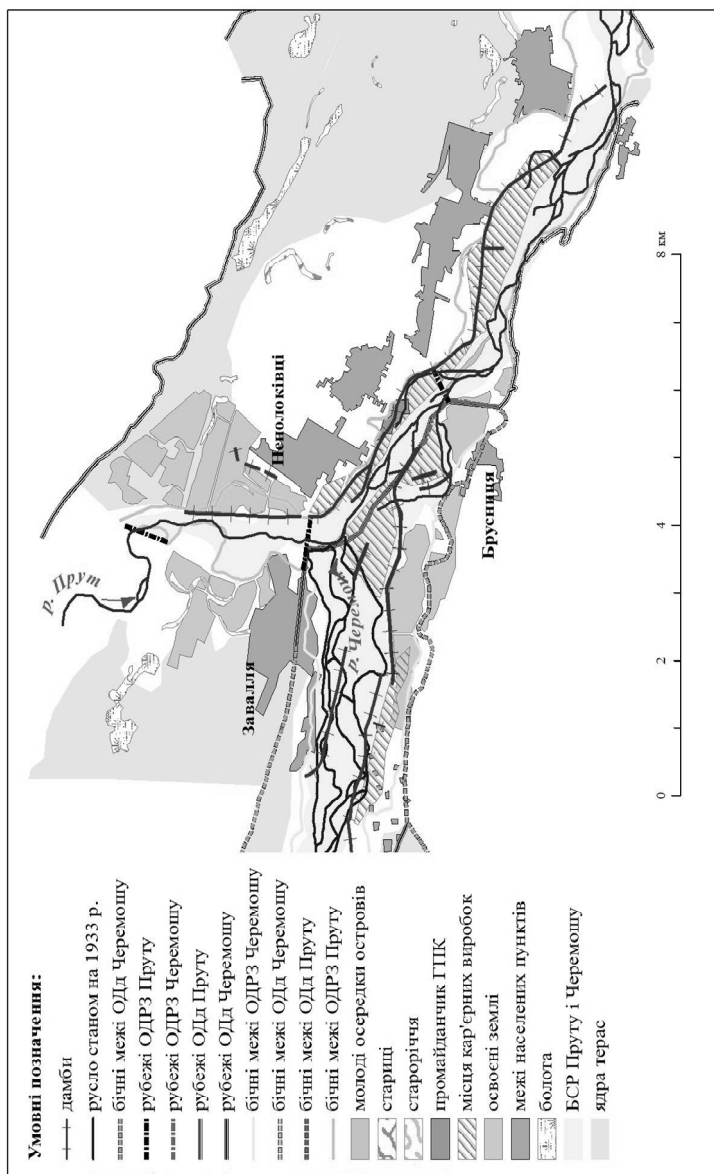


Рис. 2.18. Приклад значного перетворення ОДРЗ р. Прут у районі смт Нepochівці (станом на початок ХХІ століття)

Ділянок, які б повністю відповідали референтним умовам, на досліджуваних річках фактично не спостерігається. Однак є ділянки, важкодоступні й відносно віддалені від основних населених пунктів. У зв'язку із цим антропогенні впливи тут менші, ніж на інших, локальні, не інтенсивні. Прикладом такої ділянки може бути Міхидринська. На даній ділянці відсутні дамби обвалування та значні перетворення руслово-заплавних комплексів. Контури орних земель практично повністю збігаються з бічними межами смуги русла та заплави. Контури населених пунктів лише локально заходять у неї.

Більш детальна методика оцінювання ступеня антропогенної перетвореності молодого річкового ландшафту апробована на прикладі Верхнього Сірету. Аналіз виконувався з урахуванням поділу смуги русла та заплави на однорідні, генетично та морфологічно цілісні ділянки (ОДРЗ). На такій морфологічній основі розвиваються відповідні МРЛ, річкові геосистеми. Фактично, саме їх і треба розуміти під загальним терміном «річка», і саме на них чиниться антропогенний вплив. Нами запропоновано робити спільну оцінку перетвореності русла та заплави як цілісного ландшафту.

Із геоecологічних та ландшафтознавчих досліджень відомо, що у теперішній час широко застосовуються методики бальної оцінки антропогенної перетвореності ландшафтів. Очевидно, вони важливі і для річок. Враховуючи основні антропогенні чинники, характерні для досліджуваного регіону, запропонований різновид такої оцінки (дана оцінка може бути згодом доповнена та вдосконалена, наприклад, можна враховувати греблі та водосховища, перекидання стоку, рекреації та ін. показники). Основні антропогенні чинники були поділені на три категорії: ті, що діють переважно на русло; ті, що діють переважно на заплаву та загальної дії (на русло та заплаву). Оцінки впливів виконувалися в межах цих блоків і потім об'єднувалися. Це, зокрема, дало змогу врахувати в них

регіональні особливості антропогенного впливу на річки. Нижче наводимо розрахункову схему методики.

Числові значення оцінки впливу запропоновані переважно у діапазоні 1,0–2,0. Отже, 1,0 – це природний стан об'єкта (системи), а 2,0 та більше – повне антропогенне перетворення. Слід тут же зауважити, що оцінки антропогенної перетвореності об'єктів формально не повинні нести якісне навантаження в розумінні поліпшення чи погіршення стану. Єдиним винятком є теоретична можливість поліпшення умов функціонування молодого річкового ландшафту через ефективне, оптимальне регулювання дії паводків, що могло б бути характерною регіональною особливістю. Однак у реальності досить важко абстрагуватись від даного аспекту, тут ще потрібні відповідні дослідження, трактовки, вдосконалення.

Згідно з вищесказаним, виділено класи антропогенної перетвореності об'єктів та встановлена бальна оцінка для кожного з них (нормування) (табл. 2.5).

Таблиця 2.5

Класи антропогенної перетвореності об'єктів та
їх бальна оцінка

№ класу	Назва класу	Бальна оцінка
1	Природний стан	1,0–1,14
2	Незначне антропогенне перетворення	1,15–1,29
3	Помірне антропогенне перетворення	1,30–1,59
4	Значне антропогенне перетворення	1,6–1,89
5	Майже повне та повне антропогенне перетворення	1,9–2,0 та більше

Таке ранжування балів відповідає багатьом відомим методикам у ландшафтознавстві.

Людина своєю господарською діяльністю впливає не лише на якість вод водойм і водотоків, а й безпосередньо на русло та заплаву, змінюючи їх. Основними чинниками антропогенного впливу на русло є:

- відбір алювію з русла;
- неякісно функціонуючі або зруйновані водозабори;
- дамби обвалування.

На основі загальновідомих підходів до оцінки впливів на ландшафти нами запропонована бальна оцінка антропогенного впливу на русло, показана у табл. 2.5–2.6:

Таблиця 2.6

Дискретна бальна оцінка антропогенного впливу
на русло відбором алювію

Дія чинника	Бальна оцінка	Назва класу
В залежності від характеру врізання річки		
врізання до 1 м	1,25	природний стан
врізання від 1 до 2 м	1,5	помірне перетворення
врізання від 3 до 4 м	1,75	значне перетворення
врізання більше 4 м	2,0	повне перетворення
Якщо дані про врізання відсутні		
локальні місця відбору	1,0	природний стан
0,15–0,3 довжини ділянки	1,25	незначне перетворення
0,3–0,5 довжини ділянки	1,5	помірне перетворення
0,5–0,7 довжини ділянки	1,75	значне перетворення
більше 0,7 довжини ділянки	2,0 та більше	повне перетворення

Наступним антропогенним впливом на русло є неякісно функціонуючі або зруйновані водозабори. Виходячи із загальноприйнятих підходів, нами прийняте таке нормування цього показника (табл. 2.7):

Таблиця 2.7

Дискретна бальна оцінка антропогенного впливу на русло
через водозабори

Назва чинника	Бальна оцінка	Назва класу
немає водозаборів	1,0	природний стан
1 водозабір	1,25	помірне антропогенне перетворення
> 1 водозабору	1,5	значне антропогенне перетворення

Ще одним показником антропогенного перетворення русла є наявність і стан дамб обвалування. Нормування для цього показника представлено у табл. 2.8.

Таблиця 2.8

Бальна оцінка антропогенного впливу на русло через наявність і стан дамб обвалування

Назва чинника	Бальна оцінка	Назва класу
Дамби не порушують природний ландшафт	0,75	природний стан
Дамби обвалування якісні, обладнані працюючими затворами; здатні як захищати прибережні території від затоплень, так і зберігати гідрологічний режим заплави; розташовані із врахуванням багаторічного малюнку русла і багаторічної смуги руслоформування	0,76–1,25	стан, близький до природного
Дамби обвалування враховують багаторічний малюнок русла та багаторічну смугу руслоформування, але є однобічно діючими або глухими; погіршують гідрологічний режим задамбованих ландшафтів; займають < 50 % довжини ділянки обстеження (ДО) з обох берегів	1,26–1,5	помірне антропогенне перетворення
Дамби обвалування враховують багаторічний малюнок русла та багаторічну смугу руслоформування, але є однобічно діючими або глухими; погіршують гідрологічний режим задамбованих ландшафтів; займають > 50% довжини ДО хоча б одного берега	1,51–1,75	значне антропогенне перетворення
Напівзруйновані дамби або такі, що не враховують багаторічну смугу руслоформування, негативно змінюють гідрологічний режим задамбованих ландшафтів, займають понад 50 % довжини ДО хоча б з одного берега	1,76–2,0 і більше	повне антропогенне перетворення

Для узагальнення показників антропогенного впливу на русло пропонується розрахувати показник узагальнюючого впливу на русло, усереднивши всі розраховані вище показники, підсумувавши їх та розділивши на їх кількість. Нормування отриманих показників та віднесення ділянок до певного класу антропогенної перетвореності здійснювалось за табл. 2.7.

Наступний етап досліджень антропогенного впливу на русло-заплавні комплекси – визначення впливу на заплаву.

Людина впливає на заплаву через:

- розораність територій;
- гідромеліорацію;
- забудову та споруди водопостачання та водовідведення;
- промислові зони та шляхи сполучення.

Показник, який визначає частку розораності заплави, розраховується за формулою 2.1:

$$R = 1 + 0,5 \cdot S, \quad (2.1)$$

де R – показник розораності заплави; $0,5$ – ваговий коефіцієнт (інтенсивність) даного виду антропогенного впливу; S – частка площі заплави, зайнята розораними землями.

Ще одним параметром антропогенного впливу на заплаву є житлова забудова та споруди водопостачання та водовідведення.

Запропоновано показник, який визначає частку забудови та споруд водопостачання та водовідведення заплави. Цей показник пропонується розраховувати за формулою 2.2:

$$Z = 1 + 0,75 \cdot S, \quad (2.2)$$

де Z – показник частки житлової забудови та споруд водопостачання; $0,75$ – ваговий коефіцієнт (інтенсивність) даного виду антропогенного впливу; S – частка площі заплави, зайнята забудовою.

Показник, який визначає частку промислових ділянок та шляхів сполучення заплави, пропонується розраховувати за формулою 2.3:

$$P = 1 + 1 \cdot S, \quad (2.3)$$

де P – показник частки промислових ділянок та шляхів сполучення; $1,0$ – ваговий коефіцієнт (інтенсивність) даного виду антропогенного впливу; S – частка площі запови, зайнята промисловими ділянками та шляхами сполучення.

Для отримання інформації про антропогенний тиск на запову в цілому отримані вище значення показників впливу на запову усереднювались. Нормування отриманих показників і віднесення ділянок до певного класу антропогенної перетвореності здійснювалося за табл. 2.9.

Таблиця 2.9

Нормування впливу мостових переходів на русло та запову

Дія чинника	Бальна оцінка	Назва класу
Мости, глухі на запові та зруйновані		
відсутні	1,0	Природний стан
1 на ділянці	1,5	Помірні антропогенні зміни
2 на ділянці	1,75	Значні антропогенні зміни
3 і більше на ділянці	2,0	Повне перетворення
Мости, що не перекривають запову повністю та залишають функціонуючим місцевий ландшафт		
відсутні	1,0	Природний стан
1 на ділянці	1,2	Близький до природного
2 на ділянці	1,4	Незначні зміни
3 на ділянці	1,6	Помірні зміни
4 на ділянці	1,8	Значні зміни
5 і більше на ділянці	2,0	Повністю змінений ландшафт

Для оцінки загального впливу людини на весь руслозаповний комплекс пропонується інтегральний показник антропогенного впливу на РЗК (2.4):

$$I_{ПА} = \frac{R_{сер} + Z_{сер} + K_{R+Z}}{3}, \quad (2.4)$$

де $R_{сер}$ – усереднений показник перетвореності русла, $Z_{сер}$ – усереднений показник перетвореності запови, K_{R+Z} – комплексний показник.

Оскільки при бальній оцінці окремих показників антропогенного впливу на русло та заплаву вже враховано неоднорідність їх впливу на РЗК, то у формулі 2.4 було прийнято, що всі три показника рівноцінні.

Визначення класів антропогенної перетвореності пропонується здійснювати за табл. 2.9. Відповідні дослідження проведені на прикладі основної течії р. Сірет у межах України. Проведено гідроморфологічну оцінку стану русла й заплави Верхнього Сірету та деяких його приток згідно з вимогами та методиками ВРД ЄС. Порівняння результатів показало добру їх збіжність.

*Комплекс проблем, пов'язаних з видобутком
руслового алювію річок*

Наступним комплексом досліджень був аналіз проблем видобутку алювію з русел та заплав річок регіону. Річки на різних ділянках течії характеризуються певними особливостями руслових процесів, руслоформування, функціонування системи потік–русло. На одних ділянках русло від природи стиснуте, прямолінійне, на інших – звивисте, ще на інших – розгалужене. Руслові форми постійно знаходяться в динаміці, розвиваються, оскільки це є природним процесом функціонування систем потік–русло і, водночас, на річках – особливістю перевідкладання руслоформуючих та більш дрібних наносів (алювію). У природних умовах також розвиваються заплави, що належать до дуже важливих та специфічних ландшафтів. Ландшафти русел і заплав є екосистемами, які сформувалися за багато тисяч років. На останньому етапі їх розвитку з'явилася людина. Вона почала формувати свій життєвий простір. Так виникла проблема взаємодії суспільства та річок.

Стосовно річок Буковини загальновідомо, що існує загроза затоплень від паводків. Річкові потоки можуть підмивати береги. Суб'єктивно людьми це сприймається як небезпечні гідрологічні явища. Хоча для екосистем, геосистем – це

нормальний спосіб функціонування. Як вирішити такого роду протиріччя? Є дві крайності: дати волю річці, не втручатись у її розвиток; зробити з річки врізаний, укріплений канал і жорстко її обмежити. У першому випадку залишаються не повністю освоєні прирічкові території, у другому – майже повністю руйнуються екосистеми. Зауважимо, що заходи, які призводять до врізання річки, мають свої вкрай негативні господарські наслідки. Таким чином, питання у тому, щоб віднайти розумний баланс. Це можна зробити, тільки знаючи основні закони розвитку річок та їх русел, заплав.

На кафедрі гідрометеорології та водних ресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича такі дослідження проводяться від 2001 року. Вони є продовженням досліджень, виконаних раніше на географічному факультеті, зокрема на кафедрі гідрології і кліматології.

Історія впливу людини на наші річки, їх русла та заплави така. Від XIX століття відомі заходи по спрямленню русел, локальному видобутку алювію, будівництву мостів, берегозахисту та інші. Зокрема, навіть спрямлення звивин призводить до активізації річкового струменя і невеликого врізання річки. Наприклад, у Чернівцях, де звивина досягала місця сучасного залізничного вокзалу, врізання (після спрямлення) могло досягати 1 метра. До 60-х років XX століття врізання в основному обмежувалося такими величинами і тільки там (локально), де був істотний вплив діяльності людини. Надалі значну роль відіграли руслові кар'єри, а також масова побудова дамб обвалування (особливо після паводку 1969 року). Останні також призводять до стискання паводкового потоку, підвищення його ерозійної здатності і часткового врізання річок. Станом на кінець 70-х років врізання річки Прут у межах Чернівців оцінювалось у 1,5–2 метри. Подібні значення могли бути характерні для ділянки впливу Неполоківського руслового кар'єру, ще значно більші – Іспаського. Поступово процеси

врізання захопили, тією чи іншою мірою, практично більшість передгірних ділянок річок Буковини, а частково і ділянки у горах. У теперішній час у м. Чернівці врізання р. Прут становить приблизно 3,5 метра, р. Сірет біля м. Сторожинець – 1,5–2 метра (рис. 2.19, 2.20). На інших ділянках річок сучасна величина врізу може складати від 1 до 3 метрів.

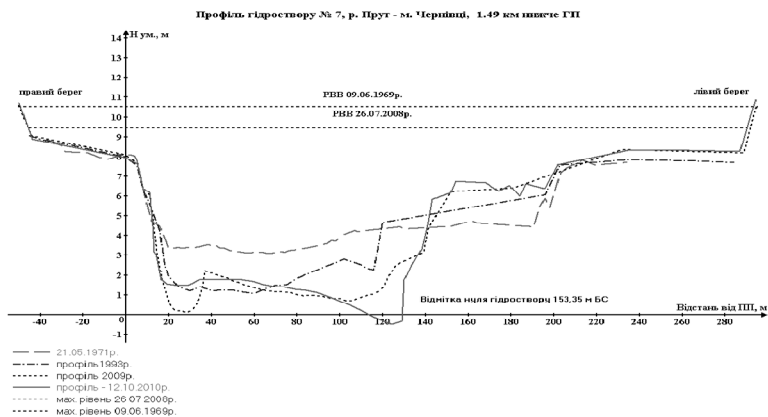


Рис. 2.19. Поперечні профілі по гідроствору № 7 на р. Прут – м. Чернівці за багаторічний період

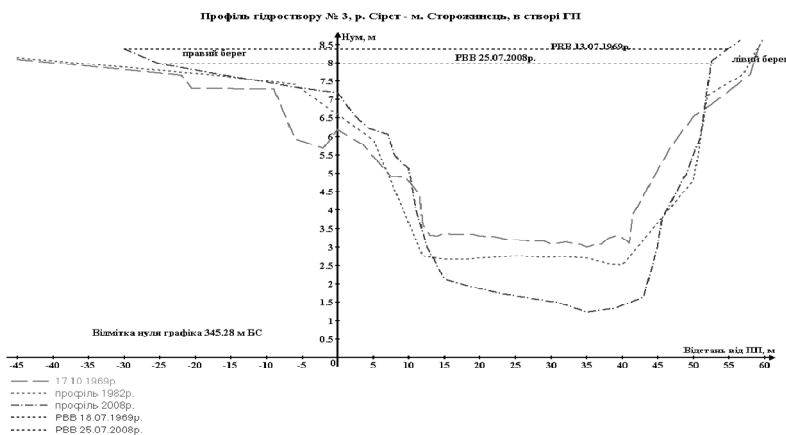


Рис. 2.20. Поперечні профілі р. Сірет – м. Сторожинець за багаторічний період

Отже, сутність різноманітних впливів людини на річки в умовах Буковини історично проявилась у їх врізанні. Чому це так? В інших умовах в руслах постійно накопичуються наноси і вони можуть бути вищими навіть за оточуючі території, заплаву. Справа в довготривалих та повільних процесах вертикальних рухів земної кори. Там, де відбувається поступове опускання, утворюються низовини, що заносяться річковими наносами. Річки в умовах низовин швидко сповільнюють течію, що призводить до додаткового відкладання транспортованих ними наносів – акумулятивного фону розвитку русел та заплав. В умовах підняття території все відбувається навпаки. Швидкості течії збільшуються, річкові струмені концентруються, ерозійна та транспортуюча здатність річок зростає, вони схильні до врізання. Ми описали схематизовані, ідеалізовані умови. В дійсності рухи земної кори коливні. А на фоні коливань можуть переважати (за тисячі років) акумулятивний чи ерозійний фон. Слід враховувати конкретні умови ділянок річок. На ділянках одразу після переходу від гірських умов до розширених днищ долин руслоформуючі наноси відкладаються найбільш інтенсивно. Це чітко видно видно під час експедиційних обстежень одразу після липневого паводку 2008 року. Чим далі від гір – тим менше наносів відкладається.

Як же регулювати річки, якщо умови на різних ділянках різні? Перш за все слід враховувати дослідження та рекомендації фахівців, а також реальний стан ділянок, спричинений як природними, так і антропогенними процесами. Вести мову про надлишок наносів на ділянках, де річка вже врізалася – безглуздо. На території Буковини переважає ерозійний фон, підняття земної кори. Те, що річки дотепер формують острови, пляжі, коси, зовсім не є ознакою надлишку наносів. Це просто природний спосіб їх транспортування. Річки

інакше «не уміють». І не можна «докоряти» їм за це. (Про переведення річок у статус каналів з глини написано вище).

Таким чином, на Буковині немає змісту робити руслорегулюючі роботи з відбором алювію. Його потрібно залишити в річці, як природне середовище розвитку екосистем, геосистем. Однак його все одно відбирають. Для чого? Щоби річка далі врізалась і комплекс проблем поглиблювався разом з цим? Із пониженням ложа потоку відносно берегів потужність концентрованого струменя і процесів розвитку звивин тільки зростають. Тоді вихід (з позиції припинення деформацій) тільки один – вдягати річку в потужні бетонні окови. Але це вже буде не річка.

Як рекомендації з уникнення негативних наслідків відбору річкового алювію можемо запропонувати ось що. Оскільки корені проблеми, перш за все, соціально-економічні – змінити соціально-економічну ситуацію в країні, закони та практику їх виконання. Екологічна обстановка в кожній країні така, яку створило суспільство. Але навіть у нашому суспільстві ставились цілі розвитку екомережі, річкових екологічних коридорів, цілі далекоглядного, збалансованого розвитку на користь майбутніх поколінь. Чи будуть вони досягнуті? Зокрема, стосовно річкових геосистем Буковини.

Можна виділити деякі основні аспекти розв'язання проблеми збалансованого розвитку у взаємодії суспільства та наших річок:

- а) еколого-економіко-господарські;
- б) еколого-правові;
- в) моніторингово-дослідницькі;
- г) екобезпеково-технологічні;
- д) загальні екологічні.

Сучасна економіка не може бути не екологізована. У соціально-економічному відношенні видобуток алювію з русел та заплав річок Буковини пов'язаний з надзвичайно низькою

«собівартістю». Але на даний момент відсутні реалістичні оцінки тих негативних наслідків, які з ним пов'язані. Якби їх правильно виконати, застосовуючи комплексний, об'єктивний еколого-економічний підхід, собівартість була б зовсім іншою. У цьому відношенні стали б конкурентними альтернативні джерела будматеріалів. У більш широкому сенсі необхідно розвинути економіку річкових геоекосистем загалом.

У правовому полі України щодо впливу людини на русла та заплави річок існує досить багато протиріч і резервів для вдосконалення. У ст. 79 Водного кодексу України наведена класифікація річок України. Зокрема, представлено дані про великі, середні та малі річки. До малих віднесені річки з площами водозборів менше ніж 2000 км². У ст. 86 сказано, що на земельних ділянках дна річок можуть проводитись роботи, пов'язані з видобуванням корисних копалин (окрім піску, гальки і гравію в руслах малих та гірських річок). Але визначення гірських річок у ст. 79 відсутнє. Тому це віднесено до компетенції Держводагенції України. Водночас слід зауважити, що на гірських річках можуть видобувати ще й валунний алювій (валуни). Слід відзначити, що реально на гірських та передгірних малих річках усе ж проводиться відбір алювію.

Іншим важливим документом, що впливає на ситуацію з видобутком алювію, є ВБН В.2.4-33-2.3-03-2000 «Регулювання русел річок. Норми проектування», виданий Державним комітетом України по водному господарству 2000 року. Згідно з ним та іншими відомчими документами проводяться так звані «руслорегулюючі роботи». Це складне поєднання берегозахисних, протипаводкових заходів, змін форм та положення русел річок і видобутку алювію. Важливим положенням є допустимість знищення островів, кіс, пляжів, які погіршують пропускну здатність русел на ділянках важливих інженерних споруд (наприклад, мостових переходів). Але тут не

враховується стан кожної ділянки річки. У розділі 4 цього документа, що стосується гірських річок, відсутнє чітке їх визначення. Далі в підрозділі «Класифікація річок за стійкістю» наведені певні дані, але їх застосування в нормативному відношенні не пояснено. Питання про регулювання пропускної здатності річки також потребує більш широкого пояснення і розгляду різних ситуацій. Одна справа – вплив островів та інших акумулятивних утворень в умовах значного накопичення алювію на даній ділянці (акумулятивний багаторічний фон руслового процесу), інша – умови, коли річка вривається і вже понизила своє ложе. В останньому випадку пропуск паводкового потоку, навпаки, полегшується. А острови та пляжі є просто природним станом функціонування системи потік–русло. Твердження про необхідність їх знищення в даних умовах – безграмотне. Інша справа – корегування положення річкових струменів без відбору алювію. Ще одним важливим аспектом практики застосування відомчих норм є розгляд локальних ділянок, невеликих за довжиною. Це суперечить і основам руслознавчого підходу, і тому факту, що наслідки відбору алювію проявляються не локально, а на значних ділянках річок. У даних ВБН є також розділ 13 «Захист навколишнього природного середовища». Обсяг розділу – 1 сторінка. Тут наявні посилання на необхідність дотримання загального екологічного законодавства, врахування інтенсивності і просторових меж впливу запланованих заходів, можливих змін природного ландшафту та інші. На нашу думку, саме такі підходи слід було більше розкрити та унормувати.

У новому виданні Водного кодексу України треба посилити твердження про заборону відбору алювію русел та заплавл річок, якщо на їх ділянках вже відчутні негативні наслідки таких робіт. Можна замінити термін «гірські річки» на більш простий та чіткий – «річки з валунно-гальково-гравійним або гальково-гравійним ложем». Русла і заплави річок (молодий річковий

ландшафт) треба виділити в особливу категорію земель, що характеризуються складним комплексним процесом використання і потребують особливого екологічного планування. Планування і проектування заходів на річках, їх експертиза повинні бути комплексно-екологічними. Тому загальне підпорядкування будь-яких видів робіт на річках повинно належати до функцій Міністерства екології та природних ресурсів України. При ньому повинні бути розроблені відповідні відомчі норми.

Правильне планування збалансованого розвитку річкових геосистем є основою їх екологічної безпеки. Фактично всі протипаводкові, берегозахисні, руслорегулюючі заходи – складова даного виду діяльності. На жаль, такого роду дослідження, прикладні розробки поки що слабо розвиваються. У даному відношенні можуть розглядатися й нормативи, правила, технології протипаводкових та руслорегулюючих робіт, а також їхні економіко-організаційні аспекти. Інтегрований екологічний підхід має лежати в основі екологічного обґрунтування й експертизи проектів. Зокрема, тут не обійтись без участі гідрологів-руслознавців. Зауважимо, що практично всі проекти руслорегулюючих робіт стосуються невеликих, локальних ділянок. Але розвиток систем потік–русло підкорюється законам, які проявляються на значно більших ділянках течії. І це не можна не враховувати. Відповідні масштаби мають і цілісні річкові геосистеми.

Загальноекологічні аспекти збалансованого розвитку є вінцем всіх інших, інтегрують їх, узгоджують з розвитком цілих регіонів. Тут відмітимо напрямок на євроінтеграцію, стратегію стійкого розвитку, які, як виявилось, є докорінними питаннями життя нашого суспільства. Наші річки є важливими екологічними коридорами, осередками біорізноманіття, перехрестям багатьох інтересів, видів діяльності людини, транскордонними об'єктами. Саме тому управління річковими

геоекосистемами повинно бути інтегрованим, комплексним. Потрібно розвивати відповідні програми, проекти, дослідження, моніторинг. Дані природно-соціальні територіальні системи треба віднести до особливого різновиду земель, ландшафтів. Надати їм відповідний статус – статус критично важливого ресурсу виживання.

Головний висновок стосовно відбору алювію з русел та заплав наших річок під виглядом руслорегулюючих (і будь-яких інших) робіт такий: необхідно терміново змінити відповідні нормативні документи на користь збалансованого розвитку річкових природно-соціальних систем і практику взаємодії суспільства та річок. Такий підхід є органічною складовою інтегрованого управління басейновими системами.

Окремий комплекс досліджень стосувався особливостей антропогенного впливу на малі річки. Зокрема, досліджено геоекологічну ситуацію в басейнах та річкових системах Гукова, Дерелую та Виженки. Визначені основні прояви антропогенного чиннику, які мають безпосередній вплив на екосистеми малих річок: ерозійні процеси (як наслідок розорювання водозбірних територій та вирубування лісів), гідроекологічні небезпеки (спричинені негативними проявами руслових процесів у межах руслово-заплавних комплексів, а саме – підтоплення та затоплення прибережних територій, замулення та деградація окремих ділянок русел приток головних річок басейнів), конфлікти природокористування (виділено 7 видів конфліктів: промисловий, поселенський, транспортний, водогосподарський, рекреаційний, браконьєрство, сільськогосподарський). Виникає нагальна потреба в мінімізації та контролі негативних процесів, що виникають під впливом нерациональної людської діяльності.

*Проблеми контролю стану і управління ЕК Верхнього Пруту
(Огляд основних антропогенних навантажень)*

Важлива задача – систематизація даних про антропогенне навантаження на елементи крони Верхнього Пруту, ділянки річок, отриманих переважно в ході наших експедиційних досліджень. Для цього розглянемо три питання: 1) види навантажень; 2) масштаби навантажень; 3) основні закономірності навантажень.

Відомо, що малі річки найменш стійкі проти антропогенного тиску, найбільш вразливі. Це стосується і відповідних екосистем, елементів крони загалом. У ході експедиційних досліджень нами проводилась фіксація різних видів антропогенних впливів на ЕК Верхнього Пруту (описи, фото). Узагальнюючи, можемо виділити кілька основних груп або напрямів впливу:

- 1) лісництво (а саме – лісозаготовки);
- 2) впливи різноманітних споруд, інженерних робіт;
- 3) населені пункти;
- 4) рекреація і туризм;
- 5) природоохоронна діяльність (переважно вплив природно-заповідного фонду – ПЗФ).

Лісозаготівлі найбільш поширені в гірській частині басейну Верхнього Пруту. Всім відомі «лісовозні» дороги, по яких важко проїхати іншим транспортом. Але і вони завершуються в районі 2–3 порядків і далі йдуть по руслах та заплавах річок. Перший порядок дещо менше задіяний завдяки малим розмірам днищ долин і особливостям розташування. Фактично у горах є два основних типи ґрунтових доріг: по ЕК, по схилах і по вершинах хребтів. Вони досить чітко орієнтовані на «галузі» використання. Перші пов'язані з лісозаготівельними роботами, другі – з виходом на полонини. В ході експедиційних досліджень практично не зустрічались річки та їх сучасні долини другого та третього порядків, що не зазнали даного виду

антропогенного впливу. Його наслідки можуть бути сучасними або більш давніми. В останньому випадку залишається захаращеність русла і дороги завалами з дерева (рис. 2.21–2.24).



Рис. 2.21. Фото лівої притоки – дороги р. Рабенець (другий порядок)



Рис. 2.22. Фото – дорога-русло в межах другого порядку р. Товарниця
безпосередньо перед сходженням декількох витоків –
перших порядків



Рис. 2.23. Фото з'їзду дороги з другого порядку річки Товарниця на схил хребта в місці сходження декількох витоків – перших порядків



Рис. 2.24. Фото р. Товарниця (другий порядок) – завал з деревини

Дороги можуть супроводжуватися різноманітними спорудами: системами мостових споруд, берегоукріпленнями, настилами з деревини тощо. Це споруди з деревини та каміння. Старі споруди, як правило, напівзруйновані. Деякі відносно нові також знаходяться в аварійному стані. Це пов'язано з потужністю впливів СПР малих річок. У більшості випадків нами зафіксовано різні види селепроявів. Імовірно, вони можуть бути частково спровоковані вирубками лісу, зсувами,

активізацією транспорту наносів. Лісозаготівлі також масово сприяють захаращенню русел малих річок деревиною. Це сильно змінює умови функціонування СПР, деколи призводить до заторів. У деяких випадках на малих річках також спостерігаються рештки кляуз (рис. 2.25 а, б).



Рис. 2.25 а. Фото залишків штучної дамби на р. Ільця з утвореним деревним затором



Рис. 2.25 б. Фото залишків штучної дамби на р. Ільця з добре видними колодами, що стирчать зі схилу долини (приблизно 3–4 метри заввишки від дороги)

У передгір'ях лісозаготівлі також досить активні, розповсюджені. Але умови рельєфу та ЕК тут дещо інші, ніж у горах. Є можливість прокладання доріг не по руслах річок. Крім того, значна частина річок протікає у вузьких ярах – мікроканьйонах, мають круті береги. Немає потреби у зведенні відповідних споруд. Винятком є лише низькогір'я Слободи-Рунгурської, де ситуація дещо подібна до гір.

У межах рівнинної частини басейну Верхнього Пруту лісозаготівлі найбільш виражені на Хотинській височині. Тут їх умови подібні до основної частини передгір'їв. Річки зазнають ураження лише частково, локально.

Другою групою найбільш потужних антропогенних впливів на ЕК є різні типи споруд, інженерних робіт, безпосередніх механічних впливів на русла та заплави. Щодо останніх зауважимо, що в межах гірської частини басейну ЕК значно менше відбирають руслового алювію, ніж у межах стовбурної частини СРДС. Очевидно, це пов'язано з двома основними обставинами. По-перше: менші потреби. По-друге: власне алювіальні відклади частково розповсюджені лише в нижній течії, малопотужні. Стосовно передгір'їв та рівнини таке питання практично відсутнє.

Серед інженерних споруд у горах найбільш розповсюджені: мости, берегоукріплення, штучні пороги з деревини на самих малих річках. Капітальні мости та берегоукріплення зустрічаються вздовж річок четвертого та, частково, третього порядків. Річок другого порядку це стосується тільки в районах перетину основних автомобільних доріг та залізниці. Річки першого порядку здебільшого пропускають під полотном доріг у трубах. Є також деякі особливі випадки. У гирлі р. Товарниця міст супроводжується штучним бетонним порогом-перепадом.

На р. Яблунька нами зафіксовано дещо дивні залишки гідротехнічних споруд, що тягнуться вздовж течії по середині

русла. В населеному пункті Буковель річки значно каналізовані, заключені у штучні русла.

Для гірської частини басейну (і, частково, для передгірної) важливим питанням є проблема перспективи побудови малих та міні-ГЕС. На нашу думку, тут необхідно дотримуватися сучасних, новітніх технологічних рішень, які не порушують умов функціонування СПР, ЕК, екосистем.

У передгір'ях і ще значно більше в межах рівнинної частини басейну важливим видом споруд та механічних впливів є стави та копанки. Вони повністю змінюють екосистеми, геосистеми, утворюють особливі ділянки ЕК. З ними пов'язана проблема дотримання правил експлуатації, догляду за спорудами.

У передгірній і, частково, рівнинній частинах басейну існують меліоративні системи (або їх залишки). Це поєднання повністю штучних об'єктів з переробленими ЕК у межах широких стовбурних ОДд. Вони можуть бути функціонуючими, деградуєчими чи повністю деградованими. У цих же умовах спостерігається каналізування чи перекидання гірлових ділянок ЕК.

Населені пункти вздовж більшості гірських ЕК відносно слабо розвинуті. Виняток становлять лише пункти вздовж основних доріг. Вочевидь найменшого впливу (найменш розповсюдженого) зазнають елементи першого порядку. Особливим випадком є Буковель, де поєднуються вплив населеного пункту, туризму та рекреації.

У передгір'ях і ще більше на рівнині вплив населених пунктів значно зростає. Звертає на себе увагу рівень «культури» такого впливу: побутові стоки, звалища тощо. Внаслідок цього на річках відбувається засмічення, деколи захарашення. Навіть на великих річках під час паводків можна спостерігати «пляшкохід».

Особливими видами діяльності суспільства, що впливає на ЕК, є рекреація і туризм, а також природоохоронна. Для

Українських Карпат вони декларуються як пріоритетні напрями. Але реально існують лише окремі випадки позитивних зрушень, приклади існування об'єктів у стані, близькому до натурального, або облаштованих з високим рівнем культури організації туризму.

Якщо загалом порівнювати характер антропогенного впливу на ЕК у різних частинах басейну Верхнього Пруту, то можна відмітити таке: 1) у гірській частині ще залишилися приклади об'єктів у природному чи близькому до нього стані, у передгір'ях їх значно менше, на рівнині практично немає; 2) характер впливу залежить від особливостей використання природних ресурсів та освоєння територій.

Підсумовуючи, можемо також відмітити, що антропогенні впливи на ЕК здійснюються в різних масштабах. Можна виділити такі їх рівні: 1) локальні; 2) впливи на однорідні ділянки; 3) впливи на групи однорідних ділянок. Співвідношення між ними змінюється від гірської частини басейну до рівнинної. У горах антропогенні впливи стосуються переважно русел і руслових потоків. Морфологія, гідроморфологія заплав та низьких терас зазнає змін лише частково. Людина швидше використовує морфологічні утворення СПР, ніж змінює їх. Найбільш розповсюджені локальні впливи. На рівні однорідних ділянок розповсюджені впливи пов'язані з лісозаготівлями, а також з розвитком населених пунктів. Імовірні прояви антропогенних впливів пов'язані з активізацією селевих процесів. Не виключено, що це призводить до змін однорідних ділянок. Третій рівень впливів зустрічається рідко. Він спричинює зміни самого розподілу однорідних ділянок. У передгір'ях та, особливо, на рівнині такі перетворення можливі. Перш за все завдяки побудові гребель і наповненню ставів. Значних перетворень зазнають ділянки в межах днищ стовбурних долин.

В антропогенному впливі своєрідно проявляються хорична та геоморфологічна закономірності. Зокрема, у горах по потоках першого порядку лісозаготівельні дороги практично не прокладаються. Це пов'язано з тим, що потоки дуже дрібні, часто з великими похілами, а з іншого боку, розташовані вже там, де виникає необхідність трелювання лісу прямо зі схилів. Тут рідко виражені інші види впливів. Найчастіше дороги прокладені по руслах річок у межах ділянок другого порядку, деколи третього. Фактично, ми майже не зустрічали ділянок, які не зазнали такого впливу. Винятки становили лише ділянки річок у межах Карпатського національного природного парку або ділянки скельних русел (рис. 2.25). Нижче розташовані ділянки, де вже з'являються низькі тераси, тому тут немає потреби прокладати дороги по руслах, з'являються населені пункти, потреба в інженерних роботах та спорудах. У передгір'ях хорична закономірність проявляється по-іншому та по-різному в різних умовах. Зокрема, в межах Слобода-Рунгурського низькогір'я є певна подібність до впливу лісозаготівель у горах. Але значно менш виражена. В інших, типових умовах передгір'їв, хорична закономірність може проявлятися у проведенні вирубок власне у витоках річок. Нижче за течією впливають населені пункти та різні види інженерних робіт, споруд. У межах рівнинної частини системи Верхнього Пруту найбільш розповсюджений вплив ставків. Вони можуть бути розташовані вздовж річок як у верхів'ях, так і у середній та нижній течіях, за винятком річок Хотинської височини. Описані особливості хоричної закономірності, а також зміна переважаючих видів антропогенного впливу разом відображають геоморфологічну закономірність його змін.



Рис. 2.26. Фото скельного русла другого порядку р. Лустун

Моніторинг стану ЕК, оцінка їх екологічної якості потребують фіксації різних видів антропогенного впливу, їх наслідків. Таке завдання, зокрема, ставиться і виконується у зв'язку із запровадженням положень ВРД ЄС [2]. Водночас у масовому відношенні це можуть робити місцеві громади із залученням чи за підтримки спеціалістів, представників екологічної інспекції, органів влади. Така інформація може бути складовою кадастру, баз даних про ЕК.

Розділ 3
ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ РІЧОК І
ЯКІСТЬ ВОДИ ЯК ЧИННИК
БЕЗПЕЧНОГО ТА ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ
РІЧКОВИХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ СИСТЕМ

Під гідрохімічним режимом розуміють закономірні зміни хімічного складу води водного об'єкта або окремих його компонентів, складових у часі, які можуть бути зумовлені як фізико-географічними умовами басейну, так і антропогенним впливом.

Згідно із сучасними класифікаціями, хімічний склад природних вод поділяють на шість груп: головні іони, розчинені гази, біогенні речовини, органічні речовини, мікроелементи, забруднювальні речовини. В.К. Хільчевський запропонував виділити радіоактивні елементи в окрему сьому групу, враховуючи специфіку їх природи та актуальність вивчення [5; 7].

3.1. Дослідження гідрохімічного режиму і
якості води р. Дністер

Для характеристики гідрохімічного режиму басейну Дністра та його оцінки вихідну гідрохімічну інформацію, окремо по кожному пункту спостереження, було усереднено за багаторічний період (1994–2009 рр.) і упорядковано відповідно до гідрологічних сезонів. Розрізнялись періоди весняної повені, літньо-осінньої межені, літньо-осінніх паводків та зимової межені, що дозволило виділити генетично однорідні сукупності, які характеризують періоди з переважанням певних процесів формування хімічного складу річкових вод під впливом сезонних змін [2; 6]. Надалі, відповідно до виділених гідрологічних сезонів, упорядковувались гідрохімічні дані з метою визначення середніх концентрацій хімічних компонентів за період 1994–2009 рр. для кожного сезону (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Пункти моніторингу річкових вод басейну Дністра
на території України

№ п/п	Річка – пункт	№ п/п	Річка – пункт
<i>Верхня частина р. Дністер</i>		20	Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км н.м.
1	Дністер – с. Стрілки	21	Стрий – м. Стрий 1 км в.м.
2	Дністер – м. Самбір, 1 км в.м.*	22	Стрий – м. Стрий, 2 км н.м.
3	Дністер – м. Самбір, 1 км н.м.**	23	Стрий – гирло річки
4	Дністер – м. Розділ, 1 км в.м.	24	Опір – м. Сколе
5	Дністер – м. Розділ, 1 км н.м.	25	Славська – смт Славське
6	Дністер – м. Галич, 1 км в.м.	26	Свіча – с. Зарічне
7	Дністер – м. Галич, 2,5 км н.м.	27	Лужанка – с. Гошів
<i>Середня частина р. Дністер</i>		28	Лімниця – м. Калуш, 0,5 км в.м.
8	Дністер – м. Заліщики, 2 км в.м.	29	Лімниця – м. Калуш, 1 км н.м.
9	Дністер – м. Заліщики, 2,5 км н.м.	30	Бистриця-Солотвинська – м. Івано-Франківськ, 1 км в.м.
10	Дністер – Дністровське водосховище, м. Хотин,	31	Бистриця-Солотвинська – м. Івано-Франківськ, 0,5 км н.м.
11	Дністер – Дністровське водосховище, с. Кормань	32	Бистриця-Надвірнянська – с. Пасічне
12	Дністер – Дністровське водосховище, с. Михалкове	33	Ворона – смт Тисмениця
13	Дністер – Дністровське водосховище, верхній б'єф	<i>Притоки Середньої частини Дністра</i>	
14	Дністер – ГАЕС, с. Наславча	34	Золота Липа – м. Бережани, 1 км в.м.
15	Дністер – м. Могилів-Подільський, 1 км в.м.	35	Золота Липа – м. Бережани, 0,5 км н.м.
16	Дністер – м. Могилів-Подільський, 2 км н.м.	36	Коропець – м. Підгайці
<i>Нижня частина р. Дністер</i>		37	р. Серет – смт Велика Березовиця

Продовження таблиці 3.1

17	Дністер – с. Маяки	38	р. Серет – м. Чортків, 6 км в.м.
<i>Притоки Верхньої частини Дністра</i>		39	р. Серет – м. Чортків, в межах міста
18	Стрв'яж – м. Хирів,	40	р. Серет – м. Чортків, 1,5 км н.м.
19	Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км в.м.		

Примітка: * в.м. – вище міста; ** н.м. – нижче міста.

Головні іони та мінералізація води. Іонний склад річкових вод гірської території басейну Дністра формується в умовах гірського рельєфу та високої вологості й характеризується малими величинами мінералізації, вираженим гідрокарбонатно-кальцієвим складом їх вод. У межах рівнинної частини басейну Дністра іонний склад поверхневих вод формується під сильним впливом карбонатних і гіпсоносних порід Подільського плато [6].

Під час весняної повені, яка зазвичай починається в березні і триває до травня, середня концентрація HCO_3^- у воді р. Дністер становить 158 мг/дм^3 , варіюючи від 65 мг/дм^3 (1 км вище м. Галич) до 220 мг/дм^3 (м. Могилів-Подільський, 1 км вище міста). Відтак, за досліджуваний період у воді р. Дністер під час весняної повені мінімальний вміст HCO_3^- спостерігався у воді біля м. Розділ (1 км вище міста) і становив 13 мг/дм^3 , максимальне значення іонів HCO_3^- 282 мг/дм^3 виявлені по водопосту вище м. Могилів-Подільський. У притоках басейну Дністра за період весняної повені середній вміст HCO_3^- коливається від 52 мг/дм^3 (р. Лімниця – м. Калуш, 5 км вище міста) до 277 мг/дм^3 (р. Серет – м. Чортків, 6 км вище міста). Загалом, концентрація HCO_3^- у річкових водах басейну Дністра під час весняної повені збільшується вниз за течією р. Дністер та в лівобережних рівнинних притоках басейну річки.

У гірській частині басейну Дністра літньо-осіння межень виражена слабо і порушується серією зливових паводків. Після

зменшення вмісту гідрокарбонатів у межах міст Галич та Заліщики їх концентрація знову набуває максимальних значень вниз за течією річки. У воді приток діапазон коливань вмісту HCO_3^- збільшується. Мінімальна концентрація гідрокарбонатних іонів виявлена в гірській частині басейну і становить 57 мг/дм^3 (р. Лімниця – м. Калущ, 5 км вище міста); максимальна – 288 мг/дм^3 (р. Серет – м. Чортків, в межах міста). Загалом, вміст HCO_3^- збільшується у рівнинних притоках басейну (рис. 3.1–3.2).

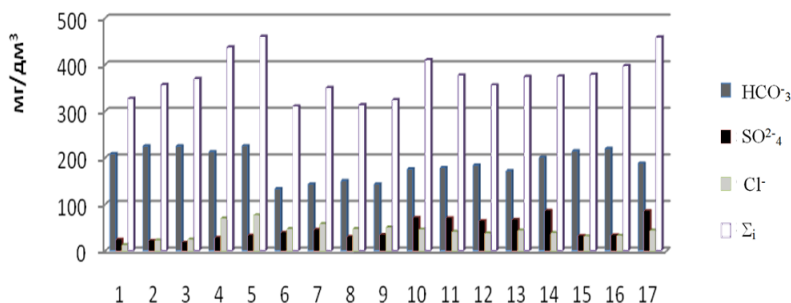


Рис. 3.1. Вміст головних іонів та значення мінералізації води р. Дністер під час літньо-осінньої межені (1994–2009 рр.), мг/дм^3 (пункти моніторингу за довжиною річки, нумерацію див. у табл. 3.1)

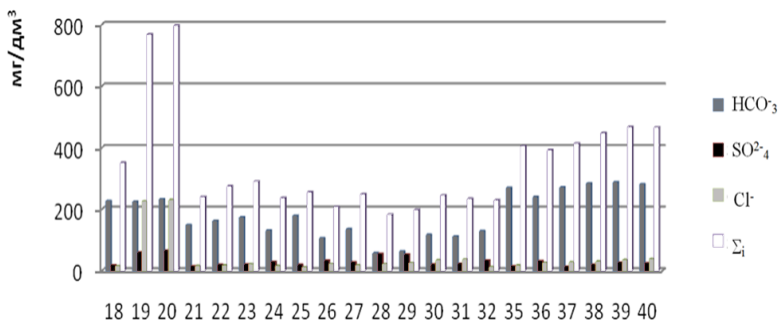


Рис. 3.2. Вміст головних іонів та значення мінералізації води приток Дністра під час літньо-осінньої межені (1994–2009 рр.), мг/дм^3 , (пункти моніторингу за довжиною річки, нумерацію див. у табл. 3.1)

Літньо-осінні паводки в гірській частині басейну Дністра пов'язані з випаданням зливових опадів у Карпатах. Хімічний склад поверхневих вод формується під впливом ґрунтово-поверхневих і підземно-ґрунтових вод.

Середній вміст HCO_3^- у воді р. Дністер під час проходження паводків зменшується і становить 178 мг/дм^3 . Усереднені показники даного іона варіюють від 87 мг/дм^3 (м. Галич, 1 км вище міста) до 223 мг/дм^3 (м. Могилів-Подільський, 2 км нижче міста). У притоках басейну під час паводків середня концентрація HCO_3^- коливається в межах 64 мг/дм^3 (р. Лімниця – 1 км нижче м. Калущ) – 269 мг/дм^3 (р. Серет – м. Чортків, 1,5 км нижче міста).

Період зимової межені в гірській частині басейну Дністра виражений чіткіше за рахунок наявного льодового покриву, який виконує ізолюючу від атмосферних опадів роль. У цей період середні значення HCO_3^- у воді р. Дністер сягають максимальних значень і дорівнюють 207 мг/дм^3 . Їх вміст, за усередненими показниками, коливається від 161 мг/дм^3 (м. Галич, 2,5 км нижче міста) до 242 мг/дм^3 (м. Розділ, 1 км вище міста). Щодо концентрації HCO_3^- у воді приток р. Дністер, то середні їх значення під час зимової межені змінюються в межах від 80 мг/дм^3 (р. Свіча – с. Зарічне, 10 км нижче села) до 337 мг/дм^3 (р. Серет – м. Чортків, 6 км вище міста).

Із проаналізованої динаміки вмісту іона HCO_3^- у воді річок басейну Дністра (за багаторічний період досліджень) можна відзначити виявлену закономірність щодо концентрацій гідрокарбонатів відповідно до зміни гідрологічних сезонів – зменшення концентрації HCO_3^- у багатоводні періоди та підвищення їх кількості в меженні періоди. Слід відзначити просторову відмінність у зміні вмісту гідрокарбонатів у межах басейну Дністра. Зокрема, концентрація HCO_3^- у воді приток басейну збільшується в південно-східному напрямку. Більші значення концентрації гідрокарбонатів – як абсолютні, так і

усереднені за багаторічний період – відмічаються у воді рівнинних приток басейну, натомість у воді гірських та передгірних приток Дністра концентрація HCO_3^- нижча в середньому на 100–150 мг/дм³.

Сульфатні іони. За досліджуваній період під час весняної повені, у воді р. Дністер середня концентрація SO_4^- дорівнює 53 мг/дм³. Діапазон коливань по створах становив мінімальне значення (по усередненим показникам) 32 мг/дм³ (м. Галич, 1 км вище міста), максимальне 110 мг/дм³ (с. Маяки). У воді приток басейну Дністра найменша концентрація сульфатних іонів за досліджуваній період дорівнює 19 мг/дм³ (р. Золота Липа – м. Березани, 1 км вище міста), а максимальна – 295 мг/дм³ у воді р. Тисмениця (1 км нижче м. Дрогобич). В маловодні меженні періоди концентрація SO_4^- дещо зменшується. Під час нестійкої літньо-осінньої межені для р. Дністер середнє їх значення становить 45 мг/дм³, змінюючись у межах норми від 18 мг/дм³ (м. Самбір, 1 км нижче міста) до 86,6 мг/дм³ (Дністровське водосховище, ГАЕС с. Наславча). Для приток басейну найменша концентрація сульфатних іонів за усередненими показниками дорівнює 13 мг/дм³ (р. Серет – смт Велика Березовиця, в межах міста), а найбільший вміст SO_4^- становить 65,3 мг/дм³ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста) (рис. 3.1–3.2).

У період літньо-осінніх паводків середнє значення сульфатних іонів у воді р. Дністер мінімальне і становить 40 мг/дм³, змінюючись у межах від 11 мг/дм³ (м. Розділ, 1 км вище міста) до 95 мг/дм³ (с. Маяки). У воді приток під час літньо-осінніх паводків вміст SO_4^- коливається від 10 мг/дм³ (р. Стрв'язь – м. Хирів) до 190 мг/дм³ (р. Тисмениця, м. Дрогобич, 1 км нижче міста), виходячи за межі норми.

Під час зимової межені середній вміст SO_4^- у воді р. Дністер максимальний і становить 50 мг/дм³. Мінімальне середнє

значення іонів дорівнює 17 мг/дм^3 (м. Самбір, 1 км вище міста), максимальне – 102 мг/дм^3 (с. Маяки).

Для води приток басейну зимова межень характеризується дещо більшим діапазоном показників. Відтак, мінімальне значення за усередненими багаторічними показниками дорівнює 11 мг/дм^3 (р. Стрий – м. Стрий, 1 км вище міста), а максимальне – 230 мг/дм^3 (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста).

Отже, концентрація SO_4^- у поверхневих водах басейну Дністра значно менша, ніж HCO_3^- і приблизно еквівалентна концентрації Cl^- , що пов'язано з особливостями хімічного складу води. З аналізу сезонної динаміки слід відмітити максимальні концентрації даного показника під час зимової межені. Щодо територіальних відмінностей у концентраціях SO_4^{2-} , то високі значення вмісту SO_4^{2-} у всі гідрологічні сезони виявлено у воді р. Тисмениця (м. Дрогобич, вище і нижче міста) (див. рис. 3.2).

Хлоридні іони (Cl^-). Під час весняної повені середня концентрація хлоридних іонів у воді р. Дністер становить $36,8 \text{ мг/дм}^3$, змінюючись у межах від $12,3 \text{ мг/дм}^3$ (м. Самбір, 1 км вище міста) до $57,0 \text{ мг/дм}^3$ (м. Розділ, 1 км вище міста). Загалом, концентрація Cl^- у воді р. Дністер збільшується в межах рівнинної частини річки, вниз за течією. У воді приток діапазон коливань Cl^- суттєво збільшується – від $7,0 \text{ мг/дм}^3$ (р. Бистриця-Надвірнянська – с. Пасічне) до $782,6 \text{ мг/дм}^3$ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста), у 2 рази перевищуючи ГДК.

Під час літньо-осінньої межені середня концентрація хлоридних іонів у воді р. Дністер становить $41,0 \text{ мг/дм}^3$, коливаючись у діапазоні значень від $12,8 \text{ мг/дм}^3$ (с. Стрілки, 2,5 км вище села) до 77 мг/дм^3 (м. Розділ, 1 км нижче міста), збільшуючись вниз за течією. У воді приток граничні межі діапазону коливань збільшуються і становлять відповідно

11,2 мг/дм³ (р. Славська – смт Славське) – 229,9 мг/дм³ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста) (див. рис. 3.1).

Середня концентрація СГ у воді р. Дністер під час проходження літньо-осінніх паводків зменшується до 35,1 мг/дм³. Діапазон коливань середніх значень хлоридних іонів варіює від 13,1 мг/дм³ (с. Стрілки, 2,5 км вище села) до 57,0 мг/дм³ (м. Розділ, 1 км нижче міста). У воді приток граничні значення вмісту СГ становлять 9,2 мг/дм³ (р. Славська – смт Славське) – 500,0 мг/дм³ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста).

У період більш стійкої зимової межені у воді р. Дністер середня концентрація хлоридних іонів досягає найбільшого значення і становить 45,6 мг/дм³ з більшим діапазоном коливання – від 12,5 мг/дм³ (с. Стрілки, 2,5 км вище села) до 96,3 мг/дм³ (м. Розділ, 1 км нижче міста). Можна стверджувати про підвищену концентрацію СГ у рівнинній частині річки. У воді приток р. Дністер середня концентрація (за усередненими показниками) під час зимової межені також дещо підвищується. Межі коливань відповідно становлять 11,9 мг/дм³ (р. Славська – смт Славське) – 375,0 мг/дм³ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста).

Сезонна динаміка хлоридних іонів характеризується збільшенням їх вмісту у воді басейну Дністра під час межених періодів та зменшенням у періоди підвищення водності. Просторова динаміка хлоридних іонів у поверхневих водах басейну Дністра характеризується збільшенням їх концентрації у рівнинній частині басейну (лівобережних приток р. Дністер).

Іони кальцію (Ca²⁺). Середня концентрація іонів кальцію у воді р. Дністер у період весняної повені становить 57,3 мг/дм³, змінюючись у діапазоні від 29,5 мг/дм³ (м. Галич, 1 км вище міста) до 73,7 мг/дм³ (м. Хотин, Дністровське вдсх.). Загалом, вміст кальцію у воді р. Дністер збільшується у рівнинній частині річки у створах, розташованих нижче за течією. У воді

приток вміст Ca^{2+} коливається в діапазоні від 20,3 мг/дм³ (р. Бистриця-Надвірнянська, с. Пасічне) до 87,0 мг/дм³ (р. Серет – смт Велика Березовиця, в межах міста). Концентрація Ca^{2+} у воді лівобережних рівнинних приток збільшується по відношенню до його концентрації у верхніх гірських річках.

У період літньо-осінньої межени вміст Ca^{2+} у воді р. Дністер збільшується. Середня концентрація його становить 60,6 мг/дм³, а діапазон коливань змінюється у межах від 42,3 мг/дм³ (м. Галич, 1 км вище міста) до 88,7 мг/дм³ (м. Розділ, 1 км нижче міста). У воді приток концентрація іонів кальцію (за усередненими показниками) також вища для рівнинних річок і змінюється від 27,8 мг/дм³ (р. Лімниця – м. Калуш, 5 км вище міста) до 90,3 мг/дм³ (р. Серет – м. Чортків, у межах міста).

Під час проходження літньо-осінніх паводків середня концентрація іонів кальцію у воді р. Дністер зменшується до 56,1 мг/дм³ і змінюється від 30,5 мг/дм³ (м. Галич, 1 км вище міста) до 74,7 мг/дм³ (м. Розділ, 1 км нижче міста). Діапазон коливань і абсолютні концентрації Ca^{2+} у воді приток змінюються у межах норми від 12,6 мг/дм³ (р. Лімниця – м. Калуш, 5 км вище міста) до 91,0 мг/дм³ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км вище міста).

Середня концентрація Ca^{2+} у воді р. Дністер під час зимової межени також висока, при коливаннях від 59,4 мг/дм³ (м. Могилів-Подільський, 1 км вище міста) до 86,4 мг/дм³ (м. Розділ, 1 км вище міста) становить 67,8 мг/дм³. Концентрація кальцію у басейні Дністра у період зимової межени збільшується в південно-східному напрямку і є вищою у воді рівнинних приток р. Дністер.

Іони магнію (Mg^{2+}). Під час весняної повені середня концентрація Mg^{2+} у воді р. Дністер становить 12,2 мг/дм³, варіюючи в межах від 7,8 мг/дм³ (м. Галич, 1 км вище міста) до 26,1 мг/дм³ (с. Маяки). У воді приток діапазон коливань виходить за нормативні значення, змінюючись від 4,1 мг/дм³

(р. Бистриця-Надвірнянська – с. Пасічне) до 53,1 мг/дм³ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста).

Під час літньо-осінньої межені вміст Mg²⁺ у воді р. Дністер дещо підвищується і становить 12,8 мг/дм³. Граничні межі діапазону коливань – від 9,7 мг/дм³ (м. Галич, 1 км нижче міста) до 24,7 мг/дм³ (с. Маяки). Вміст іонів магнію у воді приток р. Дністер змінюється від 7,9 мг/дм³ (р. Стрий – м. Стрий, 1 км вище міста) до 21,3 мг/дм³ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста).

У період проходження літньо-осінніх паводків середня концентрація Mg²⁺ у воді р. Дністер становить 11,1 мг/дм³, коливаючись у діапазоні від 7,5 мг/дм³ (м. Галич, 2,5 км нижче міста) до 26,7 мг/дм³ (с. Маяки). Діапазон коливань і абсолютні значення концентрації іонів магнію у воді приток змінюються від 6,0 мг/дм³ (р. Бистриця-Солотвинська – м. Івано-Франківськ, 500 м нижче міста) до 17,2 мг/дм³ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста).

Середня концентрація Mg²⁺ у воді р. Дністер у період зимової межені максимальна і підвищується до 13,3 мг/дм³. Діапазон коливань також збільшується від 9,2 мг/дм³ (м. Галич, 1 км вище міста) до 41,6 мг/дм³ (с. Маяки). У воді приток граничні межі коливань іонів магнію становлять 6,1 мг/дм³ (р. Свіча – с. Зарічне, 10 км нижче міста) та 30,5 мг/дм³ (р. Лімниця – м. Калуш, 1 км нижче міста). Вміст магнію не перевищує ГДК.

У сезонних коливаннях вмісту іонів магнію за середньобагатолітніми показниками також спостерігається закономірність до підвищення його вмісту в меженні періоди [2; 6].

Іони натрію та калію (Na⁺+K⁺). Під час весняної повені середня концентрація Na⁺+K⁺ у воді р. Дністер становить 23,0 мг/дм³, коливаючись у межах від 3,8 мг/дм³ (м. Самбір, 1 км вище міста) до 52,5 мг/дм³ (м. Заліщики, 2 км вище міста). У воді приток критичними значеннями Na⁺+K⁺ відзначається вода

р. Тисмениця. Вміст натрію під час повені становить $566,1 \text{ мг/дм}^3$ (м. Дрогобич, 1 км вище міста) – $574,2 \text{ мг/дм}^3$ (м. Дрогобич, 1 км нижче міста), перевищуючи ГДК. По інших створах середньобагаторічні значення $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ змінюються від $4,7 \text{ мг/дм}^3$ (р. Лімниця – м. Калуш, 5 км вище міста) до $32,1 \text{ мг/дм}^3$ (р. Славська – смт Славське, в межах селища).

Середня концентрація натрію та калію у воді р. Дністер під час літньо-осінньої межені збільшується і становить $28,9 \text{ мг/дм}^3$, варіюючи від $15,0 \text{ мг/дм}^3$ (с. Стрілки, 0,5 км нижче села) до $51,2 \text{ мг/дм}^3$ (с. Кормань, Дністровське вдсх.), із підвищенням вмісту в південно-східному напрямку. У воді приток басейну Дністра середній вміст $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ змінюється в діапазоні від $2,2 \text{ мг/дм}^3$ (р. Стрий – гирло річки, 0,3 км вище гирла) до $30,2 \text{ мг/дм}^3$ (р. Ворона – смт Тисмениця, в межах міста). У воді р. Тисмениця середньобагаторічне значення вмісту натрію також виходить за нормативні межі і становить $145,7 \text{ мг/дм}^3$ (м. Дрогобич, 1 км вище міста) – $166,7 \text{ мг/дм}^3$ (м. Дрогобич, 1 км нижче міста).

Під час проходження літньо-осінніх паводків середня концентрація $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ у воді р. Дністер дещо зменшується і становить $23,5 \text{ мг/дм}^3$, змінюючись від $5,5 \text{ мг/дм}^3$ (м. Галич, 1 км вище міста) до $46,5 \text{ мг/дм}^3$ (м. Хотин, Дністровське вдсх.). У воді приток басейну Дністра середні багаторічні значення вмісту натрію коливаються в межах від $3,6 \text{ мг/дм}^3$ (р. Лімниця – м. Калуш, 5 км вище міста) до $23,1 \text{ мг/дм}^3$ (р. Серет – смт Велика Березовиця, в межах міста).

Під час зимової межені середня концентрація $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ у воді р. Дністер становить $27,8 \text{ мг/дм}^3$ при коливаннях від $5,0 \text{ мг/дм}^3$ (м. Заліщики, 2 км вище міста) до $65,1 \text{ мг/дм}^3$ (м. Розділ, 1 км нижче міста). У воді приток середня концентрація іонів натрію змінюється в межах від $1,4 \text{ мг/дм}^3$ (р. Бистриця-Надвірнянська – с. Пасічне) до $29,6 \text{ мг/дм}^3$ (р. Коропець – м. Підгайці, 0,5 км нижче міста).

Сезонна динаміка вмісту іонів $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ у водах річок басейну Дністра відзначається помітним збільшенням їх вмісту під час літньо-осінньої та зимової межени.

Під час весняної повені середнє значення величини мінералізації у воді р. Дністер становить $339,6 \text{ мг/дм}^3$, збільшуючись від $164,0 \text{ мг/дм}^3$ (м. Галич, 1 км вище міста) до $465,5 \text{ мг/дм}^3$ (с. Маяки). У воді приток середня величина мінералізації коливається від $126,0 \text{ мг/дм}^3$ (р. Бистриця-Надвірнянська – с. Пасічне, 1 км вище села) до $1992,0 \text{ мг/дм}^3$ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста), що майже у 2 рази виходить за межі норми. У воді інших приток гірської частини р. Дністер середня величина мінералізації під час весняної повені коливається в межах до 500 мг/дм^3 , збільшуючись на рівнинній (лівобережній) частині басейну [2].

Середня величина мінералізації у воді р. Дністер під час літньо-осінньої межени збільшується до $364,5 \text{ мг/дм}^3$. Нижня межа діапазону коливань також піднімається і становить $308,2 \text{ мг/дм}^3$ (м. Галич, 1 км вище міста), верхня відповідно – $462,3 \text{ мг/дм}^3$ (м. Розділ, 1 км нижче міста). У воді приток середні величини мінералізації варіюють у діапазоні від $182,6 \text{ мг/дм}^3$ (р. Лімниця – м. Калуш, 5 км вище міста) до 796 мг/дм^3 (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста). Величина мінералізації у воді рівнинних лівобережних приток вища, ніж у воді гірських приток басейну Дністра (рис. 3.1–3.2).

Під час літньо-осінніх паводків середня величина мінералізації у воді р. Дністер зменшується до $327,8 \text{ мг/дм}^3$ з відповідно меншим діапазоном коливань показників від $176,4 \text{ мг/дм}^3$ (м. Галич, 1 км вище міста) до $435,8 \text{ мг/дм}^3$ (м. Хотин, Дністровське вдсх.). У воді приток діапазон коливань середніх величин мінералізації збільшується від $147,3 \text{ мг/дм}^3$ (р. Лімниця – м. Калуш, 1 км нижче міста) до $1367,4 \text{ мг/дм}^3$ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста). Як і в інші

періоди, величина мінералізації у воді басейну Дністра збільшується в південно-східному напрямку.

У період більш стійкої і тривалої зимової межені середня величина мінералізації у воді р. Дністер досягає максимального значення і становить 384,1 мг/дм³. Діапазон коливань змінюється від 362,8 мг/дм³ (с. Стрілки, 0,5 км вище села) до 560,6 мг/дм³ (м. Розділ, 1 км нижче міста). У воді приток басейну р. Дністер діапазон коливань та абсолютні величини мінералізації також збільшуються від 176,7 мг/дм³ (р. Свіча – с. Зарічне, 10 км нижче села) до 1165,4 мг/дм³ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км вище міста), виходячи за межі норми для прісних вод. Високі значення величини мінералізації під час зимової межені виявлені також у воді р. Тисмениця нижче м. Дрогобич.

Аналіз зміни сольового складу води р. Дністер у різні сезони року за формулою Курлова дає змогу оцінити внесок кожного іону в еквівалентній формі. А саме, зміна аніонів відбувається в межах: HCO_3^- (60–72 %-екв.) > Cl^- (19–25 %-екв.) > SO_4^{2-} (9–15 %-екв.) у гірській частині річки, HCO_3^- (56–58 %-екв.) > Cl^- (19–25 %-екв.) > SO_4^{2-} (20–21 %-екв.) у рівнинній (середній) частині річки та HCO_3^- (45–51 %-екв.) > SO_4^{2-} (28–32 %-екв.) > Cl^- (20–23 %-екв.) у нижній частині р. Дністер, відповідно катіони змінюються в межах: Ca^{2+} (61–67 %-екв.) > Mg^{2+} > (19–23 %-екв.) > $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ (14–18 %-екв.) у гірській (верхній) частині, Ca^{2+} (52–60 %-екв.) > $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ (21–31 %-екв.) > Mg^{2+} > (17–20 %-екв.) у рівнинній (середній) частині річки та Ca^{2+} (40–49 %-екв.) > Mg^{2+} > (31–36 %-екв.) > $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ (18–28 %-екв.) у нижній (причорноморській) частині басейну (рис. 3.3) [6].

Звертає увагу зональність у співвідношенні головних іонів: від витoku вниз за течією зменшується вміст гідрокарбонатних іонів та іонів кальцію, тоді як вміст сульфатних іонів збільшується від 9 %-екв. до 32 %-екв. У воді приток зміни вмісту головних іонів дещо інші.

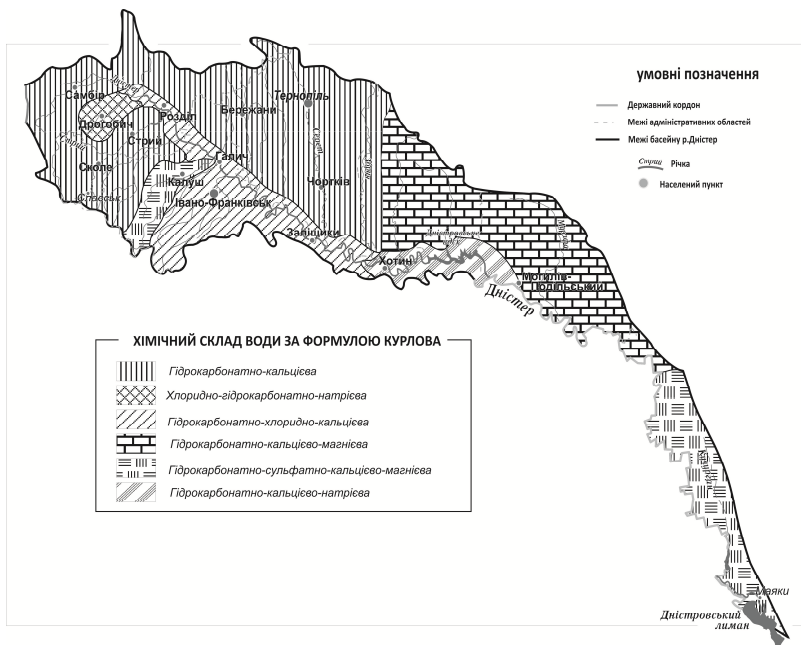


Рис. 3.3. Хімічний тип річкових вод басейну Дністра за формулю Курлова (1994–2009 рр.) [2]

Фізико-хімічні показники води. При визначенні рН встановлено, що водневий показник у всіх досліджуваних створах басейну р. Дністер відповідає нормі (6,5–8,5). У просторовому відношенні виявлено деяке збільшення показника рН у воді приток лівобережних (рівнинних) приток по відношенню до величини рН у воді правобережних (гірських) приток, у середньому від 7,2 до 7,6 одиниць. Незначна зміна рН відбувається і в межах року. Відтак, найбільших значень рН сягає під час зимової межені, за усередненими багаторічними показниками – 7,63, дещо зменшуючись під час літньо-осінньої межені до 7,57.

Кисень (O_2). У результаті проаналізованої просторової динаміки зміни вмісту O_2 у воді басейну Дністра виявлено, що кисневий режим р. Тисмениця найгірший серед усіх річок

басейну Дністра. Слід відзначити, що у воді р. Дністер найменший вміст розчиненого кисню у всі сезони виявлений у воді Дністровського водосховища, зокрема у створах м. Хотин, с. Кормань, с. Михалкове.

Диоксид вуглецю (CO_2). Часова динаміка вмісту CO_2 візначається підвищенням його концентрації у воді р. Дністер у меженні періоди та збільшенням під час весняної повені та паводкових періодів. У просторових змінах концентрації диоксиду вуглецю у воді річок басейну Дністра виявлено високий його вміст у всі сезони.

Біхроматна окиснюваність води (БО, мг/дм³). Значення біхроматної окиснюваності у воді річок басейну Дністра змінюється протягом року і характеризується максимальними значеннями у період літньо-осінньої межені. У розрізі сезонних змін слід відзначити високі показники біхроматної окиснюваності в літньо-осінній період та дещо нижчі показники в зимово-весняний період, що пов'язано зі зміною температурного режиму річок. Слід звернути увагу на критичні значення біхроматної окиснюваності у воді р. Тисмениця, характерні для всіх сезонів року.

Біохімічне споживання кисню (БСК). Із проведеного аналізу звертають на себе увагу високі значення даного показника у водах річок Тисмениця, Золота Липа, Серет. Це одні з найбільших приток р. Дністер, які характеризуються високим водокористуванням в межах даного басейну, позанормові значення біологічного споживання кисню (за 5 діб) для вод зазначених річок зумовлені високим антропогенним навантаженням, зокрема скиданням забруднених стічних вод у дані водні об'єкти.

Біогенні речовини. Із аналізу просторово-часової динаміки азоту амонійного у воді басейну Дністра слід відзначити найбільшу його концентрацію у воді р. Тисмениця.

Спостерігається деяке підвищення концентрації $N-NH_4^+$ під час літньо-осінньої межени, у вищі температурні періоди [3].

Азот нітритний ($N-NO_2^-$). Під час весняної повені середня концентрація $N-NO_2^-$ у воді р. Дністер становить $0,035 \text{ мгN/дм}^3$, коливаючись від $0,008 \text{ мгN/дм}^3$ (м. Розділ, 1 км вище міста) до $0,085 \text{ мгN/дм}^3$ (м. Новодністровськ, 500 м вище греблі, Дністровське вдсх.). У воді приток середня концентрація азоту нітритного змінюється від мінімального $0,006 \text{ мгN/дм}^3$ (р. Славська – смт Славське, в межах селища) до $0,080 \text{ мгN/дм}^3$ (р. Золота Липа – м. Бережани, 0,5 км нижче міста), що перевищує нормативне значення у 4 рази. Критичні разові концентрації азоту нітратного, понад 10 ГДК, виявлено також у воді р. Сірет. Загалом, концентрації азоту нітритного дещо вищі в нижній частині річки. Середня концентрація нітритного азоту під час літньо-осінньої межени у воді р. Дністер підвищується до $0,044 \text{ мгN/дм}^3$, коливаючись у діапазоні від $0,007 \text{ мгN/дм}^3$ (м. Галич, 1 км вище міста) до $0,139 \text{ мгN/дм}^3$ (м. Новодністровськ, 500 м вище греблі, Дністровське вдсх.). У воді приток діапазон коливань усереднених значень концентрації $N-NO_2^-$ також збільшується від $0,003 \text{ мгN/дм}^3$ (р. Бистриця-Надвірнянська – с. Пасічне, 1 км вище села) до $0,088 \text{ мгN/дм}^3$ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста).

У період літньо-осінніх паводків середня концентрація $N-NO_2^-$ у воді р. Дністер становить $0,035 \text{ мгN/дм}^3$, змінюючись від $0,007 \text{ мгN/дм}^3$ (м. Розділ, 1 км вище міста) до $0,094 \text{ мгN/дм}^3$ (с. Маяки). Діапазон коливань і абсолютні значення азоту амонійного у воді приток змінюється від $0,007 \text{ мгN/дм}^3$ (р. Лужанка – с. Гошів, 1 км вище села) до $0,084 \text{ мгN/дм}^3$ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста). У період зимової межени середня концентрація азоту нітритного збільшується до $0,045 \text{ мгN/дм}^3$, змінюючись у межах від $0,005 \text{ мгN/дм}^3$ (м. Самбір, 1 км вище міста) до $0,150 \text{ мгN/дм}^3$ (м. Новодністровськ, 500 м вище греблі, Дністровське вдсх.).

Діапазон коливань $N-NO_2^-$ у воді приток змінюється від $0,003 \text{ мгN/дм}^3$ (р. Стрий – м. Стрий, 1 км вище міста) до $0,21 \text{ мгN/дм}^3$ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста), що складає приблизно 10 ГДК [2; 3].

Азот нітратний ($N-NO_3^-$). Із проаналізованої часової динаміки вмісту нітратів у воді басейну р. Дністер виявлено збільшення їх кількості у період весняного водопілля. Це, можливо, зумовлено, з одного боку, вимиванням нітратів із ґрунтів, а з іншого – інтенсивною нітрифікацією органічних речовин, які знаходяться у воді.

Мінеральні сполуки фосфору. Вміст фосфатних іонів у басейні р. Дністер варіює в різні сезони. Максимальна концентрація виявлена у період літньо-осінніх паводків. Під час весняної повені вміст PO_4^{3-} мінімальний. У просторовій зміні концентрації фосфатних іонів виділяється нижня частина басейну. А саме, у воді створу с. Маяки в усі гідрологічні сезони виявлено максимальний вміст PO_4^{3-} . Вміст загального фосфору у воді річок басейну Дністра змінюється в різні сезони, що зумовлене зміною температурного режиму. Максимальна концентрація виявлена у літньо-осінній період, під час літньо-осінньої межені (60 % створів р. Дністер, 54 % у притоках р. Дністер) у період високих температур і низьких рівнів води та літньо-осінніх паводків (40 % створів). Мінімальний вміст загального фосфору в більшості випадків (60 %) спостерігається під час зимової межені.

Мікроелементи (мікрокомпоненти). Аналізуючи часову зміну вмісту заліза загального в поверхневих водах басейну р. Дністер, чітко виокремлюємо максимальні значення його концентрації у воді в періоди підвищеної водності, під час наповнення русла паводковими водами (а саме весняної повені та літньо-осінніх паводків). Відтак, на частку в максимумі $Fe_{\text{заг}}$ у ці сезони припадає 80 % максимальних значень по створах р. Дністер та 86 % по створах приток р. Дністер. Це явище

пов'язане із процесами вимивання сполук Fe (подібно фосфатам і нітратам) із ґрунтових шарів водозбору. У просторових змінах вмісту $Fe_{\text{заг}}$ слід відмітити високі значення у верхній та середній частинах річки.

Мідь (Cu). Вміст міді у воді піддається сезонним коливанням. Як і вміст заліза загального, концентрація міді максимальна (за усередненими багаторічними показниками) у періоди весняної повені та літньо-осінніх паводків, що також може пояснюватись вимиванням паводковими водами сполук міді із ґрунту. Просторових закономірностей зміни вмісту міді у воді річок басейну Дністра не виявлено.

Цинк (Zn). У результаті проведеного аналізу коливань вмісту цинку в річкових водах басейну Дністра просторових та часових закономірностей не виявлено. Високі концентрації Zn у воді гірської притоки Дністра р. Лімниця та у воді рівнинної притоки басейну – р. Серет.

Хром (Cr). Вміст хрому у воді річок басейну Дністра у багатьох випадках максимальний під час весняної повені, що пояснюється їх зливом з поверхні водозбору. Хоча, загалом, концентрація даного мікроелемента в поверхневих водах досліджуваного басейну не має чітких закономірностей у своїй динаміці в часі та географії.

Специфічні забруднювальні речовини. За представленим аналізом можна стверджувати про активне надходження синтетичних поверхнево-активних речовин у воду р. Дністер у ділянці біля м. Розділ (зокрема в зимовий період) і у нижній частині річки біля с. Маяки. По представленому створу практично у всі сезони відмічено максимальні значення вмісту СПАР. У воді приток особливість динаміки концентрації СПАР представлена у високих значеннях їх вмісту у воді р. Тисмениця.

Феноли. Середня концентрація фенолів під час весняної повені у воді р. Дністер відповідає нормативному значенню і

становить $0,002 \text{ мг/дм}^3$ при коливаннях від 0 мг/дм^3 (м. Розділ, 1 км вище міста, м. Заліщики, вище і нижче міста) до $0,005 \text{ мг/дм}^3$ (м. Самбір, 1 км нижче міста). У воді приток вміст фенолів змінюється від 0 мг/дм^3 (р. Славська, р. Бистриця-Солотвинська) до $0,036 \text{ мг/дм}^3$ (р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста), що дещо перевищує нормативне значення. Середня концентрація фенолів у воді р. Дністер у період літньо-осінніх паводків при коливаннях від 0 мг/дм^3 (м. Галич, 1 км вище села) до $0,004 \text{ мг/дм}^3$ (м. Розділ, 1 км нижче міста) становить $0,002 \text{ мг/дм}^3$. Діапазон коливань і абсолютні значення фенолів у воді приток змінюються від $0,001 \text{ мг/дм}^3$ (р. Стрий, 1 км вище м. Стрий; р. Опір, 1 км нижче м. Сколе; р. Лімниця, 5 км вище м. Калуш; р. Серет, 6 км вище м. Чортків) до $0,007 \text{ мг/дм}^3$ (р. Коропець – м. Підгайці, 0,5 км нижче міста).

Під час зимової межені середня концентрація фенолів у воді р. Дністер не змінюється і становить $0,002 \text{ мг/дм}^3$. Діапазон коливань дещо збільшується: від $0,0 \text{ мг/дм}^3$ (м. Заліщики, 2 км вище міста) до $0,006 \text{ мг/дм}^3$ (м. Самбір – 1 км нижче міста). У воді приток вміст фенолів коливається від нульових значень (р. Лімниця – м. Калуш, 5 км вище міста) до $0,015 \text{ мг/дм}^3$ (р. Славська – смт Славське, в межах міста).

Нафтопродукти. Під час весняної повені середня концентрація нафтопродуктів у воді р. Дністер становить $0,16 \text{ мг/дм}^3$, що у 3 рази перевищує норму. Їх вміст змінюється в діапазоні від $0,03 \text{ мг/дм}^3$ (с. Маяки) до $0,23 \text{ мг/дм}^3$ (м. Галич, 1 км вище міста). У воді приток діапазон коливань нафтопродуктів змінюється в межах від $0,06 \text{ мг/дм}^3$ (р. Славська – смт Славське, в межах міста) до $0,57 \text{ мг/дм}^3$ (р. Ворона – смт Тисмениця, в межах селища), що становить 11 ГДК.

Середня концентрація нафтопродуктів у воді р. Дністер у період літньо-осінньої межені $0,10 \text{ мг/дм}^3$ (2 ГДК), при коливаннях від $0,03 \text{ мг/дм}^3$ (м. Могилів-Подільський, 1 км вище міста) до $0,17 \text{ мг/дм}^3$ (м. Галич, 2,5 км нижче міста). Діапазон

коливань нафтопродуктів у воді приток змінюється в межах від $0,12 \text{ мг/дм}^3$ (р. Славська – смт Славське, в межах міста) до $0,34 \text{ мг/дм}^3$ (р. Ворона – смт Тисмениця, в межах міста).

Під час літньо-осінніх паводків середня концентрація нафтопродуктів у воді р. Дністер становить $0,10 \text{ мг/дм}^3$, при коливаннях від $0,02 \text{ мг/дм}^3$ (с. Маяки) до $0,23 \text{ мг/дм}^3$ (м. Заліщики, 2,5 км нижче міста). Межі коливань нафтопродуктів у воді приток у період паводків дещо менші, ніж в інші гідрологічні сезони і змінюються від $0,09 \text{ мг/дм}^3$ (р. Славська – смт Славське, в межах селища) до $0,71 \text{ мг/дм}^3$ (р. Золота Липа – м. Бережани, 0,5 км нижче міста).

У період зимової межени середня концентрація нафтопродуктів у воді р. Дністер збільшується до $0,09 \text{ мг/дм}^3$ при коливаннях від $0,03 \text{ мг/дм}^3$ (м. Могилів-Подільський, 1 км вище міста) до $0,14 \text{ мг/дм}^3$ (м. Самбір, 1 км нижче міста). У воді приток концентрація нафтопродуктів змінюється в діапазоні від $0,05 \text{ мг/дм}^3$ (р. Лімниця – м. Калуш, 0,5 км вище міста) до $0,77 \text{ мг/дм}^3$ (р. Серет – смт Велика Березовиця, в межах селища).

Критеріальною основою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями є система екологічних класифікацій, що ґрунтуються на основі трьох блоків показників: сольовий склад води; трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні) показники води; специфічні речовини води токсичної дії [4].

Екологічна оцінка якості річкових вод за показниками блоку сольового складу води (II). Води р. Дністер за критеріями забруднення сольового складу характеризувалися 1–2 категоріями I–II класами якості води. А саме, 69 % створів належали до 2-ї категорії II класу якості і за екологічним станом визначались як добрі й чисті за ступенем чистоти. 31 % з усіх створів р. Дністер, зокрема верхньої (гірської) частини річки, належали до 1-ї категорії I класу якості води, і визначались як

дуже добрі за екологічним станом та дуже чисті за ступенем чистоти.

Води приток р. Дністер за критеріями показників сольового складу належали переважно до 1-ї категорії I класу якості (70 % створів), що характеризує їх як «відмінні» за екологічним станом та «дуже чисті» за ступенем чистоти. Деякі притоки як гірської, так і рівнинної частин басейну (22 %) належали до 2-ї категорії II класу якості, з характеристиками «добрі» та «чисті» води. У компонентній структурі більша частка також належала хлоридним іонам, категорійні значення яких змінювались від 1 («відмінні», «дуже чисті» води) до 4 («досить добрі», «слабко забруднені»). Серед приток найгіршим екологічним станом за значеннями II відзначалася р. Тисмениця, води якої за усередненими багаторічними значеннями належали до 5-ї категорії III класу («задовільні» за екологічним станом і «помірно забруднені» за ступенем забрудненості) [2].

Екологічна оцінка якості річкових вод за блоком еколого-санітарних показників (I2) виконувалась за гідрофізичними (завислі речовини та прозорість) і гідрохімічними (рН, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор фосфатів, розчинений кисень, відносний вміст кисню, біхроматна окисненість, БСК₅) показниками.

Згідно з аналізом середньобагаторічних та сезонних трофо-сапробіологічних показників, води р. Дністер за досліджуваний належали до 3-ї (35 % створів) та 4-ї (65 % створів) категорії, II та III класів якості води («добрі» та «задовільні» за екологічним станом, «досить чисті» і «слабко забруднені» за ступенем чистоти).

Найбільшим внеском в інтегральну величину I2 відзначився показник прозорості та сполуки азоту. Відтак вміст у воді р. Дністер азоту амонійного та азоту нітратного характеризувались переважно 5-ю та 6-ю категоріями: «задовільні» за станом, «забруднені» за ступенем та «погані» за

станом, «брудні» за ступенем. Води верхньої та середньої частин р. Дністер за вмістом амонійного азоту в більшості випадків належали до 5–6-ї категорій, III–IV класів якості (тобто коливались від задовільних до поганих за станом, від забруднених до брудних за ступенем). За вмістом іонів NO_3^- поверхневі води р. Дністер в більшості випадків належали до 3–5-ї категорій, тоді як води Дністровського водосховища у всі сезони характеризуються 7-ю категорією, V класом якості, як «дуже погані» та «дуже брудні» води. У просторовому відношенні спостерігається тенденція до погіршення якості води за вмістом азоту нітратного від верхів'я р. Дністер до її гирла (с. Маяки) в межах 2–7-ї категорій. Вміст фосфору фосфатного у воді Дністровського водосховища за показниками якості води також відзначається в більшості випадків 5-ю категорією (задовільна за станом, помірно забруднена за ступенем чистоти), тоді як переважна більшість випадків характеризується 3–4 категоріями якості води. Загалом вміст фосфатів у воді Дністер змінюється в межах 2–5 категорій II–III класів якості води.

За показником прозорості води р. Дністер у 90 % випадків належали до 6-ї категорії IV класу якості («погані» за станом, «брудні» за ступенем).

За вмістом завислих речовин води р. Дністер характеризуються 4-ю категорією («задовільні» за станом, «слабко забруднені» за ступенем чистоти).

За величиною БСК_5 води р. Дністер належать виключно до 4-ї категорії III класу («досить добрі» за станом та «слабко забруднені» за ступенем чистоти). Даний показник в межах р. Дністер відрізняється стабільністю і не відзначається просторово-часовими змінами.

За величиною біхроматної окиснюваності води р. Дністер змінюються в широкому діапазоні від 2-ї до 6-ї категорій якості

води. Однак певної закономірності в просторово-часовій динаміці не виявлено.

За вмістом розчиненого кисню води р. Дністер характеризуються виключно 1-ю категорією I класом якості води («відмінні» за станом, «дуже чисті» за ступенем чистоти).

Серед показників трофо-сапробіологічного блоку кращими значеннями вирізнявся показник рН, що змінювався в межах 1–2 категорій [2].

Поверхневі води приток р. Дністер за усередненими величинами показників трофо-сапробіологічного блоку переважно відносилися до 3–4 категорії II–III класу якості води (відповідно 35–56 %), що характеризує їх як мезоевтрофні та евтрофні за трофністю, та β -мезосапробні за сапробністю.

Гіршими величинами еколого-санітарних показників виділяються води р. Тисмениця, які характеризуються 5-ю категорією III класом якості, тобто води евполітрофні за трофністю за α -мезосапробні за сапробністю. Зокрема, за величинами біогенних величин, прозорості, завислих речовин, біхроматної окиснюваності води річки належать до 6-ї категорії. Найкращими значеннями характеризується показник рН: 1-ша категорія, I клас. Вміст розчиненого кисню змінюється в діапазоні 2–4 категорій (від «добрих» до «задовільних» за станом та від «чистих» до «слабко забруднених» за ступенем чистоти).

Екологічна оцінка якості річкових вод за блоком специфічних речовин показників (I2) виконувалась за 7 показниками: мідь, цинк, хром (загальний), залізо (загальне), нафтопродукти, феноли, СПАР.

Згідно з аналізом багаторічної часової динаміки середніх значень індексів блоку специфічних речовин поверхневі води р. Дністер за досліджуваний період змінювалися в межах 2–5 категорій (від «добрих» до «задовільних» за станом та від «чистих» до «забруднених» за ступенем чистоти). Переважна більшість значень блокових індексів (I3) характеризувалась 4-ю

категорією (47 %) («досить добрі» та «слабко забруднені» води). Зокрема, на ділянці річки в межах Дністровського водосховища (від м. Хотин до ГАЕС Наславча) якість води була найкращою і відповідала 2-й категорії II класу якості («добрі» за станом, «чисті» за ступенем забрудненості).

У просторому відношенні якість води за показниками специфічних речовин токсичної дії погіршувалась у пунктах моніторингу, розташованих нижче населених пунктів, як правило, на одну категорію, що спричинено антропогенним впливом на стан річкових вод через скидання забруднених токсичними речовинами стічних вод із міських каналізаційних систем.

Поверхневі води приток р. Дністер відзначаються більшою стабільністю за величиною ІЗ і характеризувалися 4-ю категорією III класом якості води. Як і у воді р. Дністер, найбільшим внеском в інтегральну величину блокового індексу специфічних речовин відзначалися нафтопродукти, які на деяких ділянках сягали значень 6-ї категорії, загалом варіюючи в межах 4–5 категорій III класу якості. Відповідно найкращими значеннями відзначався вміст цинку у водах приток р. Дністер, коливаючись у діапазоні від 1-ї до 4-ї категорій, з переважною більшістю випадків 3-ї категорії («добрі» за станом, «досить чисті» за ступенем чистоти води).

Інтегральна екологічна оцінка якості річкових вод басейну Дністра виконувалася за середніми значеннями інтегральних екологічних індексів (ІЕ). Згідно з аналізом багаторічної часової динаміки середніх значень інтегральних екологічних індексів (ІЕ), якість води р. Дністер характеризувалася 3-ю категорією II класом якості вод («добра» за станом, «досить чиста» за ступенем чистоти). Відзначаються відмінності в субкатегоріях, які змінюються від 3(2) до 3(4). Загалом величини інтегрального індексу ІЕ річкових вод основної річки варіювали в межах 2,6–3,3 (3-тя категорія II клас якості вод).

Аналіз багаторічної просторово-часової динаміки значень інтегрального індексу ІЕ засвідчив, що річкові води приток басейну р. Дністер належать до 3-ї категорії II класу якості («добрі» за станом, «досить чисті» за ступенем чистоти), змінюючись у субкатегоріях від 3(2) до 3(4). На тлі басейну за величиною інтегрального індексу, як і за величинами всіх обчислених індексів (І1, І2, І3), відзначається якість води р. Тисмениця. За інтегральною екологічною оцінкою якості води р. Тисмениця характеризується як посередня за екологічним станом, помірно забруднена за ступенем чистоти (5-та категорія III клас якості води) [2].

За підсумковим інтегральним індексом ІЕ якості річкових вод приток басейну Дністра змінювалась у діапазоні 2,6–4,9, тобто від 3-ї категорії II класу до 5-ї категорії III класу якості води (рис. 3.4).

3.2. Комплексне екологічне дослідження Верхнього Сірету

Основні риси гідрохімічного режиму Верхнього Сірету

Межень для вод р. Сірет (створ у м. Сторожинець) відрізнялася підвищеною, у порівнянні з іншими гідрологічними сезонами, мінералізацією (середнє значення мінералізації води складало 171,3–347,0 мг/дм³). Для цього сезону були доміантними підвищені значення концентрацій іонів кальцію, магнію та хлорид-іонів, причому для зимової межені концентрації зазначених іонів були дещо вищими, ніж для літньо-осінньої межені.

Хімічний склад вод р. Сірет під час літньо-осінніх паводків характеризувався зниженням концентрацій гідрокарбонатів, хлоридів, кальцію та магнію (причому для магнію під час паводку спостерігались мінімальні концентрації серед усіх сезонів). Концентрації суми іонів натрію та калію під час паводку незначно зростали протягом усього розглянутого періоду.

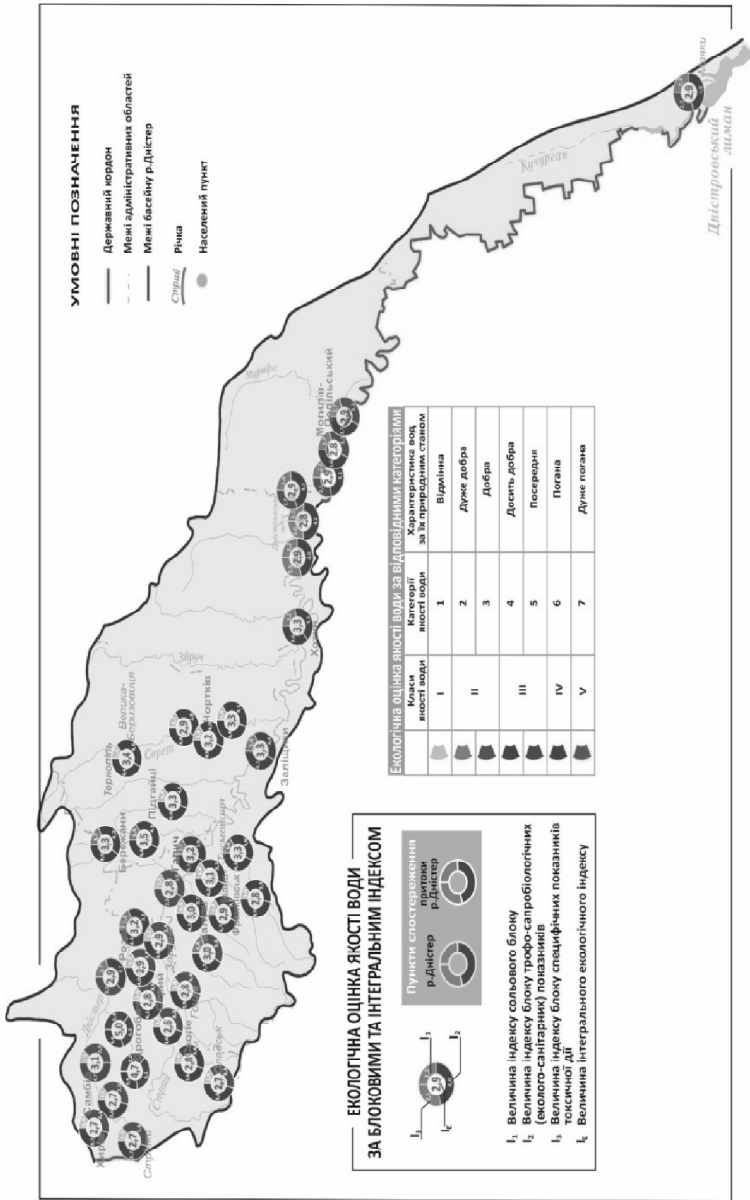


Рис. 3.4. Екологічна оцінка якості поверхневих вод басейну [2]

Для весняного водопілля були характерні мінімальні серед всіх сезонів концентрації гідрокарбонатів, суми іонів натрію та калію та загальної мінералізації. Під час водопілля за рахунок зниження концентрацій суми іонів натрію та калію дещо змінювалося співвідношення катіонів у воді у бік іонів магнію.

Для гідрокарбонатів зафіксована обернено пропорційна залежність між концентраціями іону та витратою води (коефіцієнт кореляції склав 0,50). У період межені на р. Сірет концентрації гідрокарбонатних іонів змінювалися в межах 19,1–250 мг/дм³, а в період паводків та водопілля – 22,6–292 мг/дм³. Під час проходження паводків мінімальні концентрації гідрокарбонатів припадали на максимум витрати води.

Для хлоридів мало місце деяке зниження концентрацій із підвищенням водності. Проте залежність концентрації цього іона від водності слабка. Якщо в період межені значення концентрацій хлоридів знаходились у межах 1,4–102,7 мг/дм³, то під час повені вони зменшувались до 3,1–35,5 мг/дм³. Це пояснюється доброю розчинністю солей хлоридної кислоти.

Для сульфатів залежність концентрації іона від водності не помічена. Значення концентрацій сульфатів під час межені складали 13,7–70 мг/дм³, а під час паводків – 17,5–46,7 мг/дм³.

Для іонів кальцію характерним було деяке підвищення значень концентрацій у період межені та пониження у паводок. Для межені виявлені інтервали значень концентрацій іонів кальцію 36,1–80 мг/дм³, а для періоду паводків – 24,6–74,0 мг/дм³.

Для суми іонів натрію та калію при великих витратах води концентрації можуть дещо зростати (коефіцієнт кореляції 0,35), хоча залежність слабка. Так, під час межені інтервал значень складав 1,0–72,2 мг/дм³, а під час паводків – 1,8–64,6 мг/дм³, що пов'язано зі зливом їх з поверхні стоком за рахунок високої розчинності солей, куди входять дані елементи.

Концентрації біогенних елементів за 1961–2006 роки змінювалися у широких межах: NO_3^- – 0–0,84 мг/дм³, NO_2^- – 0–0,14 мг/дм³, PO_4^{3-} – 0–0,29 мг/дм³, NH_4^+ – 0–0,07 мг/дм³. Кореляційні зв'язки між цими біогенними елементами незначні. Концентрації нітратів мали максимум під час водопілля, мінімум – під час паводків. Для нітритів максимум концентрацій також був під час водопілля, мінімум – під час межені. Концентрації іонів амонію відрізнялися найбільшими значеннями у водопілля та паводки, а найменшими – у межень. Концентрації фосфатів підпорядковувались тій самій закономірності розподілу протягом гідрологічного року, що й іони амонію.

Просторовий аналіз розподілу гідрохімічних параметрів та показників токсичності води р. Сірет за період 2007–2011 рр.

Коливання вмісту гідрокарбонат-іонів у воді Верхнього Сірету було незначним, проте наявне деяке підвищення вмісту даного іона у воді створів на р. Малий Сірет (с. Сучевени) та р. Сірет (с. Кам'янка), тобто вниз за течією концентрації гідрокарбонатів дещо збільшувались.

Концентрації сульфатних іонів по всій течії коливалися неістотно, їх значення були невеликі 24,6–39,0 мг/дм³. Це пов'язано з тим, що поверхневі води р. Сірет та її приток контактують із добре промитими верхніми шарами ґрунту і порід, відповідно в них міститься мало легкорозчинних солей сульфатів. Вміст сульфат-іонів вниз по течії та у притоках р. Сірет коливався незначно. Максимальні значення концентрацій спостерігалися у створі на р. Сухий (територія Вижницького національного парку). Концентрації хлорид – іонів у воді у Верхнього Сірету також були невеликими (6,0–24,0 мг/дм³).

У верхній течії річки значення концентрацій хлоридів коливаються слабо, дещо підвищуючись у воді створів нижче м.Сторожинець та с. Кам'янка.

Мінімальна концентрація іонів кальцію за весь досліджуваний період становила $32,1 \text{ мг/дм}^3$, а максимальна – $124,2 \text{ мг/дм}^3$, а іонів магнію – $2,3\text{--}18,5 \text{ мг/дм}^3$. Вміст іонів кальцію протягом періоду досліджень зберігав тенденцію до поступового зростання вниз по течії з максимальними концентраціями у створі с. Кам'янка та мінімальним вмістом у р. Міхидра (с. Стара Жадова).

Мінімальний вміст іонів магнію був у створі на р. Сухий (територія Вижницького національного парку), потім, починаючи від смт Берегомет (р. Сірет), концентрації магнію стабільно зростають з максимальними значеннями у створі на р. Міхидра (с. Стара Жадова), далі вниз по течії до виходу р. Сірет з м. Сторожинець спостерігалось зниження концентрації іонів магнію з поступовим їх підвищенням у нижніх створах з максимумом у с. Кам'янка.

Діапазон коливань концентрацій іонів натрію за досліджуваний період становив $1,18\text{--}9,5 \text{ мг/дм}^3$, а іонів калію – $0,8\text{--}4,6 \text{ мг/дм}^3$.

Концентрації іонів натрію вниз за течією розподілялись досить рівномірно. Виняток становив створ у с. Лукавці, де вміст цього іона виявився найнижчим. Максимальні концентрації іонів натрію були зафіксовані у створі перед м. Сторожинець, проте різких коливань концентрацій протягом досліджуваного періоду помічено не було.

Концентрації іонів калію мали тенденцію до зростання вниз за течією, окрім створу в с. Лукавці, де були мінімальні значення цього показника. Максимальний вміст іонів калію помічений у створі в с. Кам'янка.

Вниз за течією вміст легкоокиснюваних органічних речовин (перманганатного окиснення) коливався незначно, без яскраво

виражених максимумів. Значення концентрацій були в межах 2,5–5,4 мгО/дм³. Найвищі з них спостерігались у воді створу в с. Кам'янка (найнижча точка відбору проб). Деяке підвищення значень перманганатного окиснення зафіксовано для р. Міхидра (с. Стара Жадова). Значення перманганатного окиснення вниз за течією коливались неістотно з деяким підвищенням у воді створу 8 (с. Кам'янка).

Значення концентрацій нітрит-іонів протягом досліджуваного періоду складали 0,0009–0,025 мгN/дм³. Розподіл концентрацій по досліджуваних створах був нерівномірним: найнижчі значення у притоках, максимальні – нижче м. Сторожинець. Максимальні концентрації нітритного азоту протягом всього періоду досліджень зафіксовані у воді створу 4 (р. Міхидра, с. Стара Жадова) та створу 6 (р. Сірет, нижче м. Сторожинець), мінімальні – у воді створу 1 (р. Сухий, Вижницький національний парк).

Значення концентрацій іонів амонію коливалися в межах 0,04–0,07 мгN/дм³. Максимальні значення помічено у воді р. Сірет (с. Лукавці) та у воді р. Малий Сірет (с. Сучевени).

Концентрації нітрат-іонів коливались незначно та досить рівномірно з плавним підвищенням значень до р. Міхидра з деяким пониженням у районі м. Сторожинець, а після міста – знову стабільне підвищення концентрацій вниз за течією. Значення концентрацій нітрат-іонів коливались у межах 0,5–2,8 мгN/дм³.

Значення рН води коливалися в межах 7,2–7,7, тобто від нейтральної до слабколужної реакції води.

Концентрації вільного кисню були максимальними у верхній частині р. Сірет (гірській та передгірській), поступово понижуючись униз за течією.

Концентрації фосфатів розподілялися вниз течією рівномірно, без чітко виражених максимумів та мінімумів.

Мінімальні значення БСК₅ протягом всього періоду досліджень були відмічені у воді верхніх створів (створи 1, 2, 3) з поступовим підвищенням у нижній течії річки. Максимальними значеннями БСК₅ характеризувались створи 6 та 8 (р. Сірет, нижче м. Сторожинець та р. Сірет, с. Кам'янка відповідно).

Кількість фосфат-іонів коливалась у межах 0,01–0,057 мг/дм³. Концентрації підвищувалися вниз по течії з чітким максимумом значень у р. Малий Сірет (с. Сучевени). Таке стабільне підвищення може бути спричинене як природними умовами, так і антропогенним впливом.

Значення БСК₅ протягом усього періоду досліджень коливались незначно (1,3–2,8 мгО₂/дм³), проте стабільно високі значення спостерігались нижче м. Сторожинець, що свідчить про збільшення антропогенного навантаження на водну екосистему.

Інтервал концентрацій розчиненого кисню за весь період досліджень складав 10–13,5 мг/дм³. Значення рН для басейну Верхнього Сірету протягом усього періоду досліджень – 7,0–8,2. Простежується тенденція до змищення значень рН в сторону лужної реакції вниз за течією. Найбільш лужні значення зафіксовані нижче м. Сторожинець.

Гідробіологічні показники в оцінці якості вод р. Сірет

Водна екосистема – це природний об'єкт, який є єдністю взаємозалежних середовища та біоти, яка в ньому мешкає. Тому для того, щоб охарактеризувати стан водної екосистеми, необхідно знати показники води як середовища існування та показники біотичної (організменної) частини екосистеми [1]. В цьому розділі охарактеризуємо біотичну складову дослідженої водної екосистеми.

Кожна водна екосистема знаходиться в певному стані, який виражається в певному поєднанні показників середовищної та

організмної складових водної екосистеми. Конкретному стану водної екосистеми відповідає певний рівень здатності до самоочищення, який може бути охарактеризований поєднанням показників середовища та біоти, а набір даних та їх величини можуть бути виражені в інтервалах значень.

Здатність поверхневих водних екосистем до самоочищення експлуатується при антропогенній діяльності як механізм утилізації стічних вод. Тому виникає необхідність адекватно її оцінювати, що неможливо зробити без екосистемного підходу до водного об'єкта.

Формування водної екосистеми відбувається під дією і в результаті процесів, що протікають у басейні водозбору протягом всього русла річки. Навіть дуже ретельний хімічний аналіз, оцінюючи середовище існування, лише опосередковано може вказувати на фактори, які впливають на екосистему або є результатом її життєдіяльності. Таким чином, для оцінки стану водної екосистеми необхідно знати не лише її гідрохімічні параметри, а й параметри її біологічної частини. Для їх визначення використовують методи біоіндикації.

Біотична частина екосистеми організована у вигляді трофічної піраміди, основу якої складають первинні продуценти. У водних екосистемах це водорості, які дають органічну речовину для розвитку інших трофічних рівнів. Знаючи стан першого трофічного рівня, можна передбачити стан усієї трофічної піраміди. Це підтверджується багатьма авторами (Барінова, Медведєва, Єременко, Левич і ін.).

У згаданій роботі для біоіндикаційних цілей використано угруповання фітоперифітону та фітобентосу. Альгоценози прикріплених та придонних водоростей формують середовище існування для водних безхребетних та є основою для перетворення мінеральних речовин у водоймі. Мікрowodорості сприяють стабілізації субстрату й очищенню водойм, хоча іноді їх масовий розвиток створює проблеми при водокористуванні.

Для досліджень в умовах малих та середніх річок гірського характеру фітоперифітон і фітобентос підходять якнайкраще. Це зумовлено домінуванням у річках такого типу, як р. Сірет, кам'янистого субстрату та великої швидкості течії, що обмежує розвиток інших екологічних угруповань водоростей.

Видова характеристика Верхнього Сірету та його приток

При дослідженні угруповання водоростей були визначені такі показники:

- 1) таксономічний склад угруповання;
- 2) чисельність водоростей на субстраті кожного створу;
- 3) біомаса кожного угруповання;
- 4) індекс сапробності видів

На основі цих показників було проведено екологічну оцінку вод р. Сірет та її приток – Сухого, Міхідри та Малого Сірету. Відбір проб перифітону проводився у таких пунктах: територія Вишницького національного парку (р. Сухий) (створ № 1), смт Берегомет (створ № 2), с. Лукавці (створ № 3), с. Стара Жадова (р. Міхідра) (створ № 4), у 2 км вище м. Сторожинець (створ № 5), нижче м. Сторожинець (створ № 6), с. Сучевени (р. Малий Сірет) (створ № 7), с. Кам'янка (створ № 8). У великих населених пунктах створи обиралися вище та нижче за течією, щоб визначити вплив цих населених пунктів на якість води річки.

По всій довжині річки Сірет та в окремих точках її приток за весь період досліджень було визначено 139 видів водоростей, які належать до 57 родів, 31 родини, 20 порядків, 11 класів та 5 відділів.

Найбільший процентний внесок у досліджуване угруповання відділу діатомових водоростей (*Bacillariophyta*). За вказаний період знайдено 124 види водоростей даного відділу, які відносять до 46 родів, 20 родин, 9 порядків та 3 класів. Діатомові характеризувалися наявністю таких родів: *Navicula* (19 видів), *Denticula* (1 вид), *Luticola* (1 вид), *Placoneis* (1 вид),

Sellaphora (2 види), Cymbella (10 видів), Cymatopleura (1 вид), Encyonema (2 види), Encyonopsis (1 вид), Reimeria (1 вид), Nitzschia (9 видів), Tryblionella (2 види), Denticula (1 вид), Gomphonema (12 видів), Gomphoneis (2 види), Achnanthes (2 види), Achnanthidium (4 види), Karayevia (1 вид), Lemnicola (1 вид), Planothidium (2 види), Rossithidium (1 вид), Fragillaria (4 види), Fistulifera (1 вид), Fragilariforma (1 вид), Srauosira (1 вид), Caloneis (1 вид), Diatoma (5 видів), Diadesmis (1 вид), Diploneis (1 вид), Synedra (2 види), Ulnaria (5 видів), Bacillaria (1 вид), Staroneis (2 види), Amphora (1 вид), Halamphora (1 вид), Hippodonta (2 види), Pinnularia (6 видів), Eunotia (5 видів), Cyclotella (2 види), Gyrosigma (2 види), Tabellaria (1 вид), Melosira (1 вид), Meridion (1 вид), Stephanodiscus (1 вид), Didymosphenia (1 вид). Найчисленнішими родами у цьому відділі були: Navicula (19 видів), Cymbella (10 видів), Nitzschia (12 видів), Gomphonema (12 видів).

Другим за кількістю представників став відділ синьо-зелених водоростей (Cyanoprokaryota). Виявлено 5 видів, які належать до 5 родів, 5 родин, 5 порядків та 1 класу. Відділ Cyanoprokaryota представлений родами Microcystis, Calotrix, Rhabdoderma, Phormidium, Chroococcus.

Відділи зелених водоростей (Chlorophyta) та евгленових водоростей (Euglenophyta) протягом усього періоду представлені одиничними організмами, які зустрічались постійно, але у невеликій кількості. Наймасовішими за кількістю видів серед зелених водоростей виявилися такі роди: Rhizoclonium (1 вид), Ulotrix (1 вид), Desmodesmus (1 вид).

Відділ Streptophyta представлений родами Closterium (3 види), Cosmarium (1 вид), Klebsormidium (1 вид), Mesotaenium (1 вид).

Отже, основу списку угруповання р. Сірет складають діатомові водорості (90,6 %), процент синьо-зелених, зелених, стрептофітових та евгленових водоростей у цілому невеликий – 3,5 %, 2,2 %, 4,3 % та 0,7 % відповідно (рис. 3.5):

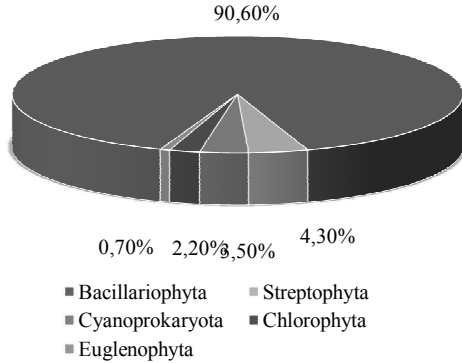


Рис. 3.5. Процентне співвідношення відділів мікрowodоростей Верхнього Сирету

Відповідно, видове багатство альгофлори бентосу досліджуваних річок визначають діатомові водорості, характерні для гірських річок. Основними ценозоутворюючими видами серед діатомей були *Naviculacryptocephala* Kütz., *Naviculacineta* (Ehrenb.) Ralfs, *Planothidium lanceolatum* (Bréb. Ex Kütz.) Lange-Bert, *Achnanthydium minutissimum* (Kütz.) Czarn., *Rossithydium linearis* (W. Sm.) Round et Bukht., *Achnanthydium pyrenaicum* (Hust.) H. Kobayasi, *Gomphonema constrictum* var. *Capitatum* Ehrenb., *Gomphonema olivaceum* (Hornem.) Bréb., *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz., *Gomphonema acuminatum* var. *Trigonocephala* (Ehrenb.) Grunow, *Diatoma vulgare* Bory, *Cymbella affinis* Kutz., *Reimeria sinuata* (W. Greg.) Kociolek, Stoermer; *Cymbella alpina*, *Cymbella ventricosa* var. *Ovata* Grunow, *Stauroneis anceps* Ehrenb., *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm, *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm., *Eunotia exigua* (Bréb. Ex Kütz.) Rabenh.

Протягом досліджуваного періоду виявлено, що переважна більшість водоростей характеризувалася невеликою чисельністю, а багато форм зустрічалися одинично. Кількості, частоти зустрічаності та показники біомаси досліджуваних

водоростей варіювали в залежності від точки відбору проб та межених і повневих періодів.

Води створу 1 (р. Сухий) відрізнялися незначною різноманітністю видів мікроводоростей. Деякі з них були одиничними (згідно з «Уніфікованими методами...»), а саме: *Fragilaria construens* (Ehrenb.) Grunow, *Bacillaria paxillifera* (O. Müll.) T. Marsson, *Achnanthydium minutissimum* (Kütz.) Czarn., *Navicula gregaria* Donkin, *Navicula dicephala* Ehrenb., *Navicula gracilis* Lauby, *Sellaphora pupula* (Kütz.) Mereschk., *Navicula cryptotenella* Lange-Bert., *Hippodonta hungarica* (Grunow) Lange-Bert., Metzeltin et A. Witkowski; *Gomphonema intricatum* Kütz., *Gomphonema ventricosum* W. Greg., *Diatoma anceps* (Ehrenb.) Kirchn. Інші види зустрічалися частіше, проте дійсно масового розвитку не спостерігалось.

Співвідношення основних таксонів для цього створу показано на рис. 3.6:

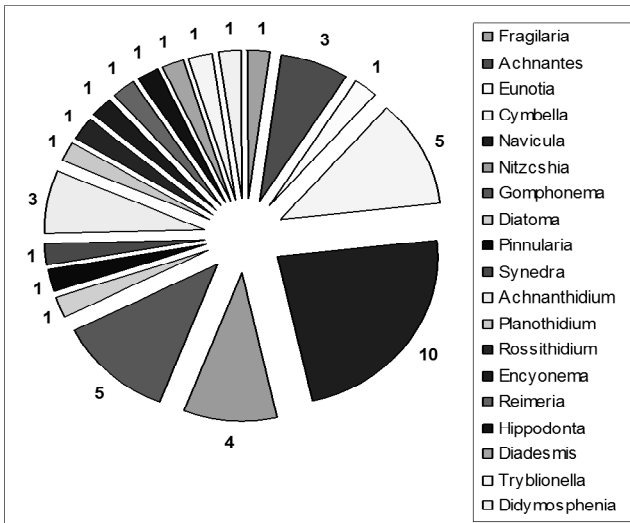


Рис. 3.6. Співвідношення основних родів мікроводоростей для створу 1 (р. Сухий)

На даному створі було зафіксовано близько 18 основних родів мікроводоростей. Найбільший внесок у дане угруповання роду *Navicula*, в якому зафіксовано найбільшу кількість видів (10 видів). Наступними за кількістю видів були роди *Cymbella* (5 видів) та *Gomphonema* (5 видів). Виявлено також 4 види роду *Nitzschia*. По 3 види належали до *Achnanthes* та *Achnantheidium*.

Значного розвитку, порівняно з іншими у водах даного створу, набули такі види: *Navicula cryptocephala* Kütz. (6,5–7,5 тис. кл/м²); *Navicula cincta* (Ehrenb.) Ralfs (3,5–4,2 тис. кл/м²); *Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarn. (3,4–3,6 тис. кл/м²); *Planothidium lanceolatum* (Bréb. Ex Kütz.) Lange-Bert. (3,2–3,3 тис. кл/м²).

Найбільшою біомасою для цього створу так само відзначалися *Naviculacryptocephala* Kütz. (35,0–39,0 г/м²) і *Naviculacincta* (Ehrenb.) Ralfs (12,5–13,8 г/м²).

Водам створу 2 (р. Сірет, смт Берегомет) притаманна більша різноманітність родів водоростей, а також видів усередині родів. Співвідношення основних таксонів для цього створу показано на рис. 3.7:

Виявлена значна відмінність у кількості родів мікроводоростей між створом 1 та створом 2. Створ 2 (р. Сірет, смт Берегомет) характеризувався значно більшою різноманітністю таксонів, ніж створ 1 (р. Сухий). На даному створі зафіксовано близько 29 основних родів мікроводоростей. Можливо, це пов'язано як з деякою відмінністю природних умов (глибина водотоку, швидкість течії, температура води), так і з посиленням господарської діяльності в районі смт Берегомет, що часто призводить до стрімкого зростання кількості та різноманіття таксонів мікроводоростей різних екологічних груп.

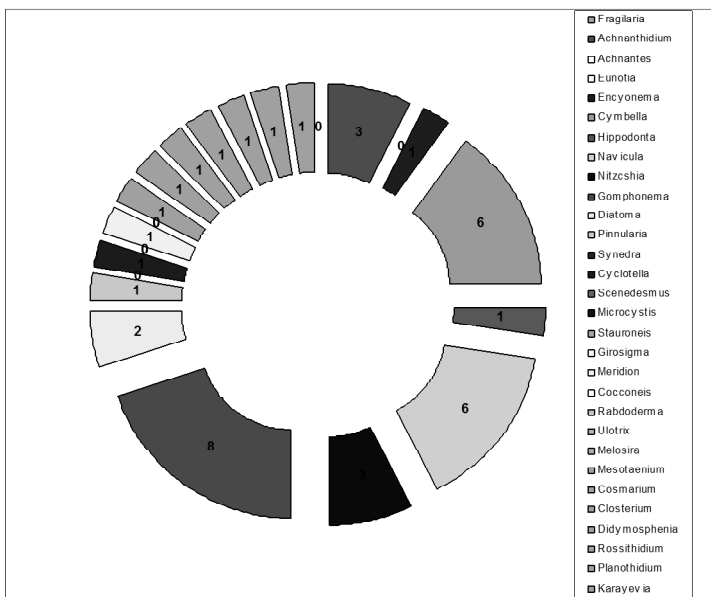


Рис. 3.7. Співвідношення основних таксонів мікрводоростей створу 2 (р. Сірет, смт Берегомет)

Основними ценозоутворюючими організмами для створу 2 стали: *Fragillariacarpusina* (7,2–8,0 тис. кл/м²), *Achnanidium minutissimum* (Kütz.) Czarn. (4,0–5,3 тис. кл/м²), *Rossthidium linearis* (W. Sm.) Round et Bukht. (5,8–6,3 тис. кл/м²), *Cymbella ventricosa* var. *Ovata* Grunow (2,3–2,6 тис. кл/м²), *Navicula cryptocephala* Kütz. (2,0–2,3 тис. кл/м²), *Gomphonema constrictum* var. *capitatum* Ehrenb. (2,6–2,9 тис. кл/м²), *Gomphonema acuminatum* var. *Trigonocephala* (Ehrenb.) Grunow (1,9–2,2 тис. кл/м²).

Найбільшою чисельністю характеризувались *Fragillaria carpusina* та *Rossthidium linearis* (W. Sm.) Round et Bukht.

Щодо біомаси, то найбільша біомаса спостерігалась для *Fragillaria carpusina* (92,0–106,0 г/м²), *Cymbella cistula* (47,0–

50,0 г/м²), *Gomphonema constrictum* var. *Capitatum* Ehrenb. (28,0–32,0 г/м²).

У створі 3 (с. Лукавці) також виявлено значну кількість таксонів.

Співвідношення основних таксонів для цього створу показано на рис. 3.8:

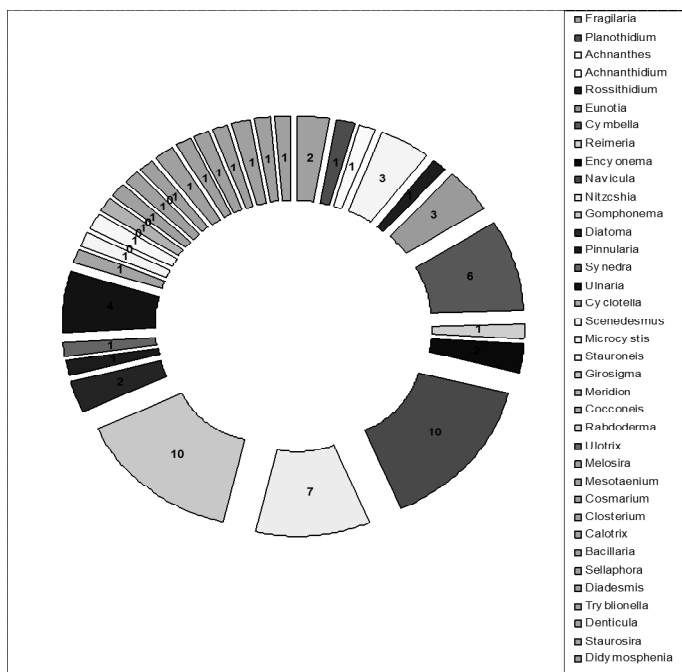


Рис. 3.8. Співвідношення основних таксонів мікрводоростей створу 3 (р. Сірет, с. Лукавці)

На даному створі зафіксовано близько 37 основних родів мікрводоростей. Явних домінантів тут немає. Найбільшої різноманітністю відрізнялися роди *Navicula* (10 видів), *Gomphonema* (10 видів), *Nitzschia* (7 видів) та *Cymbella* (6 видів).

Діаграма показує, що основними ценозоутворюючими видами тут були: *Mesotaenium macrococcum* (7,8–8,5 тис. кл/м²), *Planothidium lanceolatum* (5,8–6,0 тис. кл/м²), *Fragilaria capucina* (5,7–6,3 тис. кл/м²), *Rossethidium linearis* (W. Sm.) Round et Bukht. (4,0–4,2 тис. кл/м²), *Achnanthis minutissimum* (1,5–2,6 тис. кл/м²), *Navicula cryptocephala* Kütz. (2,2–2,7 тис. кл/м²), *Navicula minima* Grunow (2,8–3,0 тис. кл/м²), *Nitzschia gracilis var capitata* (2,2–2,6 тис. кл/м²).

Найбільшою біомасою (як і чисельністю) для даного створу відзначалися *Cymbella aspera* (Ehrenb.) Cleve (140–161 г/м²), *Fragilaria capucina* (41–45 г/м²), *Ulnaria biceps* (Kütz.) Compere (64–79 г/м²), *Calothrix parietina* Thur. ex Bornet et Flahault (38–46 г/м²), *Planothidium lanceolatum* (37–39 г/м²). Достатньо високі значення біомаси зафіксовані для *Navicula cryptotenella* Lange-Bert. (10,2–11,5 г/м²), *Navicula cryptocephala* Kütz. (5,2–5,9 г/м²).

Співвідношення основних таксонів мікрободоростей у створі 4 (р. Міхидра, с. Стара Жадова) відображено на рис. 3.9. Найбільшої різноманітності тут набув рід *Gomphonema* (9 видів). Видами-домінантами були: *Gomphonema angustum var. Producta* Grunow (3,7–4060 тис. кл/м²), *Melosira varians* C. Agardh (3,5–4,0 тис. кл/м²), *Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz. (3,5–3,7 тис. кл/м²), *Meridion circulare* (Grev.) C. Agardh (3,3–3,6 тис. кл/м²), *Gomphonema intricatum* Kütz. (3,6–3,8 тис. кл/м²), *Eunotia exigua* (Bréb. Ex Kütz.) Rabenh. (3,0–3,1 тис. кл/м²).

На відміну від чисельності, найбільшою біомасою для створу 4 характеризувались такі види мікрободоростей: *Cocconeis pediculus* Ehrenb. (81,0–86,5 г/м²), *Gyrosigma attenuatum* (Kütz.) Cleve (20,0–27,0 г/м²), *Meridion circulare* (Grev.) C. Agardh (18,5–20,0 г/м²), *Melosira varians* C. Agardh (17,5–18,0 г/м²), *Gomphonema constrictum var. Capitatum* Ehrenb. (17,0–19,0 г/м²), *Gomphonema acuminatum var. Trigonocephala* (Ehrenb.) Grunow (14,0–14,5 г/м²).

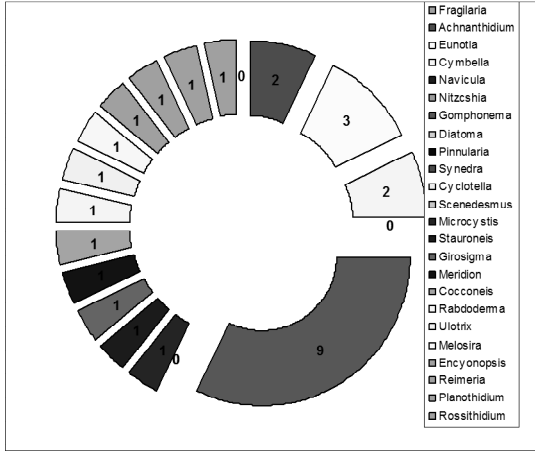


Рис. 3.9. Співвідношення основних таксонів мікродоростей створу 4 (р. Міхидра, с. Стара Жадова)

Води створу 5 (вище по течії від м. Сторожинець,) містили набагато меншу кількість та різноманітність видів мікродоростей, ніж у інших створах, які знаходились вище. Співвідношення таксонів для цього створу було таке (рис. 3.10):

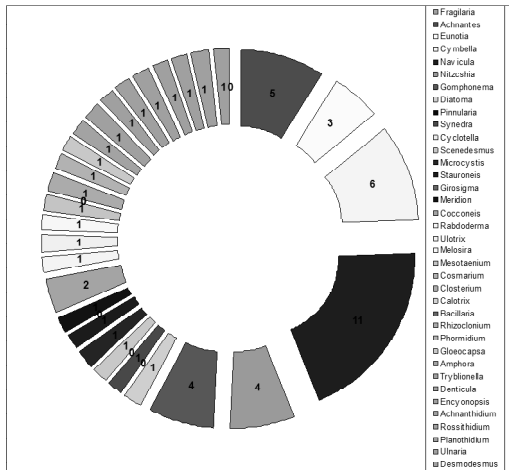


Рис. 3.10. Співвідношення основних таксонів мікродоростей створу 5 (р. Сірет, м. Сторожинець – вище від міста)

Найбільшою чисельністю видів для цього створу відзначався рід *Navicula* (11 видів). Цікаво, що у водах даного створу помічено більшу різноманітність представників зелених та синьо-зелених водоростей – *Ulotrix*, *Rhizoclonium*, *Phormidium*, *Gloeocapsa*.

Ценозоутворюючими видами тут були: *Staurones anceps* (1,8–2,1 тис. кл/м²), *Achnanthidium pyrenaicum* (1,7–1,9 тис. кл/м²), *Eunotia exiqua* (1,5–1,55 тис. кл/м²), *Rhizoclonium hieroglyphicum* (1,25–1,3 тис. кл/м²) *Gloeocapsa turgida* (1,0–1,3 тис. кл/м²), *Encyonopsis microcephala* (1,0–1,3 тис. кл/м²).

Цікаво, що у пробах води з цього створу в домінантний комплекс водоростей увійшли представники зелених та синьо-зелених водоростей, хоча вище за течією такого не спостерігалось. У даному угрупованні немає чіткого домінування певного виду або видів, як це було помічено для інших створів.

Найвищим значенням біомаси відзначались *Ulotrix aequalis* (54,5–60,0 г/м²), *Amphora ovalis* (37,5–38,5 г/м²), *Stauroneis anceps* (18,0–19,5 г/м²) та *Rhizoclonium hieroglyphicum* (14,0–14,5 г/м²).

Створ 6 (нижче за течією від м. Сторожинець) характеризувався порівняно збідненим складом перифітонних водоростей. Співвідношення таксонів для цього створу відображено на рис. 3.11.

Найбільшою чисельністю видів для цього створу відзначилися роди *Navicula* (7 видів) та *Symbella* (5 видів).

Кількості особин у межах видів були незначними. Домінували *Stauroneis anceps* Ehrenb. (1,8–2,4 тис. кл/м²), *Navicula cryptocephala* Kütz. (0,95–1,5 тис. кл/м²), *Microcystis flos-aquae* (Wittr.) Kirchn. (0,95–1,5 тис. кл/м²). Поява у домінуючому комплексі виду *Microcystis flos-aquae* (Wittr.) Kirchn. Та збільшення кількості *Stauroneis anceps* свідчить про збільшення надходження у водотік органічних речовин.

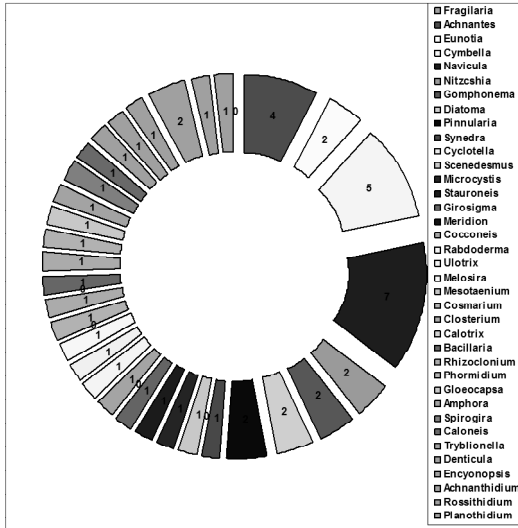


Рис. 3.11. Співвідношення основних таксонів мікрводоростей створу 6 (р. Сірет, м. Сторожинець – нижче від міста)

Найбільшою біомасою відзначались види *Stauroneis anceps* Ehrenb (19,5–22,3 г/м²), *Pinnularia maior* (Kütz.) Cleve (17,5–19,0 г/м²), *Amphora ovalis* (8,4–10,0 г/м²), *Caloneis silicula* (Ehrenb.) Cleve (8,4–10,0 г/м²), *Cymbella cistula* (Ehrenb.) Kirchn. (8,2–9,8 г/м²).

Створ 7 (р. Малий Сірет, с. Сучевени) характеризувався дещо більшою кількістю таксонів та різноманітністю видів, ніж попередні 2 створи (рис. 3.12). У водах даного створу знайдено 15 родів мікрводоростей. Найчисленнішим з них виявився рід *Navicula* (10 видів). До видів-домінантів тут можна віднести *Klebsormidium subtilissimum*, *Fragilaria amphicephaloides*, *Pinnularia mesolepta*, *Nitzschia amphibia*, *Pinnularia borealis*. Найбільшою біомасою характеризувались такі види: *Pinnularia biceps* W. Greg. (43,0–50,2 г/м²), *Pinnularia mesolepta* (Ehrenb.) W. Sm. (41,0–46,0 г/м²), *Cyclotella comta* (Ehrenb.) Kütz. (24,3–26,5 г/м²), *Navicula laterostrata* Hust. (22,3–25,8 г/м²), *Nitzschia gracilis* Hantzsch (24,8–28,3 г/м²).

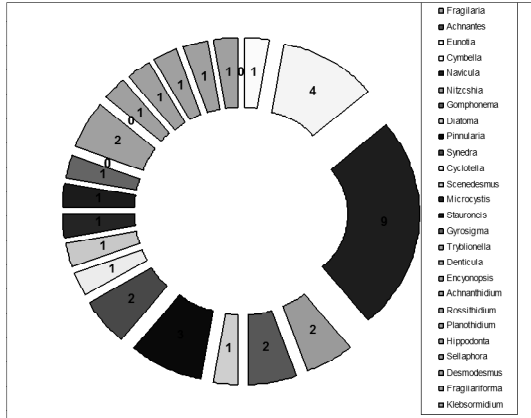


Рис. 3.12. Співвідношення основних таксонів мікрводоростей створу 7 (р. Малий Сірет, с. Сучевени)

Створ 8 (р. Сірет, с. Кам'янка) відзначався великою кількістю (у порівнянні з іншими створами) видів-домінантів.

Співвідношення родів водоростей по даному створу було таким (рис. 3.13):

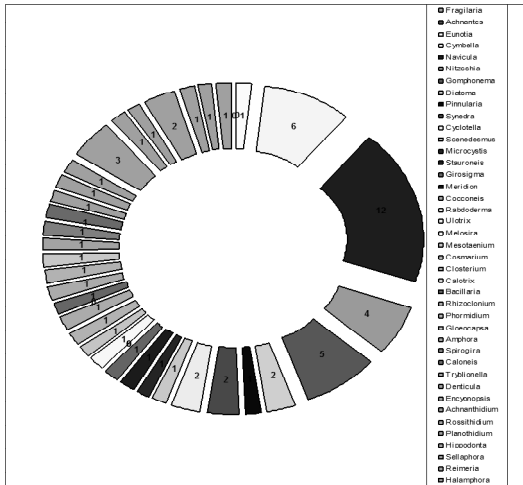


Рис. 3.13. Співвідношення основних таксонів мікрводоростей створу 8 (р. Сірет, с. Кам'янка)

Найбільшою кількістю видів на даному створі відзначилися роди *Navicula* (12 видів), *Gomphonema* (5 видів) та *Cymbella* (6 видів).

У водах даного створу явних домінантів за чисельністю виявлено не було. Серед представлених видів найбільшою чисельністю відрізнялись *Nitzschia palea* (3,2–3,7 тис. кл/м²), *Navicula cincta* (2,9–3,3 тис. кл/м²), *Navicula laterostrata* (2,5–3,1 тис. кл/м²). Збільшення чисельності *Nitzschia palea* може свідчити про погіршення умов існування водної екосистеми.

Найбільшою біомасою характеризувалися такі види: *Diatoma vulgaris* (30,2–32,5 г/м²), *Melosira varians* (23,0–25,8 г/м²) та *Navicula laterostrata* (15,6–17,8 г/м²). Таке співвідношення біомас досліджених видів водоростей свідчить про перехід екосистеми до нижчого класу якості за рахунок посилення процесів евтрофікації, оскільки найбільшими значеннями біомас характеризувалися види, які відносять до β-α-мезосапробів.

Отже, на дослідженій ділянці Верхнього Сірету виявлено та проаналізовано склад та чисельність видів мікроводоростей. Найбільшою чисельністю відрізнялася ділянка р. Сірет у с. Лукавці, а найменшою – ділянка р. Сірет у районі м. Сторожинець (особливо, нижче за течією від міста).

*Визначення індексу сапробності та
рівня біологічного різноманіття
досліджуваних створів Верхнього Сірету*

Індекс сапробності визначали за формулою Пантле – Бука у модифікації Сладечека.

Як видно з рис. 3.14, значення індексу сапробності протягом періоду досліджень коливається незначно (табл. 3.2).

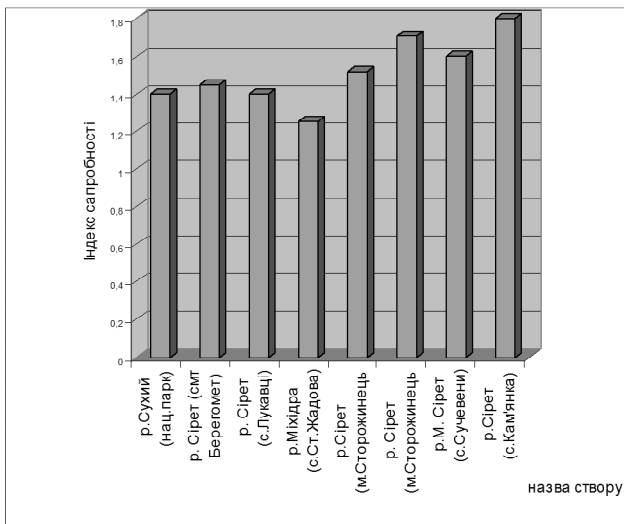


Рис. 3.14. Значення індексів сапробності для різних створів Верхнього Сірету (2007–2011 рр.)

Таблиця 3.2

Індекси та зони сапробності для різних створів
за весь період досліджень

Назва створу	Індекс сапробності	Зона сапробності
р. Сухий	1,45	олігосапробна
смт Берегомет	1,45	олігосапробна
с. Лукавці	1,38	олігосапробна
с. Стара Жадова (р. Міхдра)	1,45	олігосапробна
м. Сторожинець вище	1,48	олігосапробна
м. Сторожинець нижче	1,7	β-мезосапробна
с. Сучевени (р. М. Сірет)	1,57	β-мезосапробна
с. Кам'янка	1,8	β-мезосапробна

Дані поданих вище таблиць показують належність Верхнього Сірету до двох зон сапробності: β-мезосапробної та олігосапробної. Значення індексів сапробності по роках коливається незначно. У верхній (передгірній) частині р. Сірет

належить до олігосапробної зони самоочищення. Для цієї зони характерні практично чисті води, цвітіння не буває, вміст вуглекислоти та кисню не коливається, на дні мало детриту, автотрофних організмів та бентос них тварин. Починаючи від м. Сторожинець (нижче по течії від міста) і до прикордонної зони річка належить до β -мезосапробної зони. Ця зона сапробності характеризується відсутністю нестійких органічних речовин, тут відбувається повна мінералізація. Вміст кисню та вуглекислоти коливається в залежності від часу доби, намул жовтий, багато детриту, ідуть процеси окиснення, багато організмів з автотрофним живленням, може спостерігатись цвітіння води, оскільки сильно розвинений фітопланктон, велика різноманітність форм водоростей.

Простежується тенденція до переходу річки з олігосапробності до бетамезосапробності. Про такий поступовий перехід свідчать значення індексів сапробності практично по всій течії річки – вони знаходяться ближче до верхньої межі значень, властивих олігосапробній зоні. У нижній частині цей перехід уже завершився, оскільки починаючи від м. Сторожинець і до прикордонної з Румунією ділянки води відносять до бетамезосапробної зони. Це означає, що екологічний стан досліджуваних водотоків поступово погіршується.

Ще одним з індексів для екологічної оцінки водойм є індекс Ватанабе. Визначення якості води за цим індексом засноване на використанні в ролі видів-індикаторів органічного забруднення виключно епілітичних діатомових водоростей. Цей індекс виявився зручним для використання в даному дослідженні, оскільки більшість визначених водоростей відносились до відділу діатомових водоростей, а індекс Ватанабе дає змогу оцінити сапробність водотоку тільки за цим відділом водоростей. Результати розрахунків представлені в табл. 3.3:

Таблиця 3.3

Зони сапробності для різних створів Верхнього Сірету
за значенням індексу Ватанабе
за весь період досліджень (2007–2011 рр.)

Назва створу	Індекс Ватанабе	Зона сапробності
р. Сухий	64,8	β-мезосапробна
сmt Берегомет	53,3	β-мезосапробна
с. Лукавці	50,5	β-мезосапробна
с. Стара Жадова (р. Міхидра)	63,4	β-мезосапробна
м. Сторожинець вхід	62,6	β-мезосапробна
м. Сторожинець вихід	63,5	β-мезосапробна
с. Сучевени (р. М. Сірет)	67,0	β-мезосапробна
с. Кам'янка	62,2	β-мезосапробна

Отримані значення індексу Ватанабе дають підстави відносити всю досліджувану територію р. Сірет до β-мезосапробної зони. Така відмінність результатів порівняно з індексом сапробності по Пантле – Буку, можливо, зумовлена тим, що, як говорилося вище, цей індекс заснований лише на діатомових водоростях, тобто не враховує всієї різноманітності системи, на відміну від індексу Пантле – Бука. Проте визначення цього індексу в комплексі з індексом сапробності та фізико-хімічними параметрами водного середовища перспективне, оскільки це розширює можливість інтерпретації даних, отриманих за допомогою різних систем оцінки якості вод. Крім того, індекс DA_{pro} добре корелює з більшістю фізико-хімічних параметрів водного середовища. Вперше поєднання цих індексів застосоване Бариновою. Крім того, індекс DA_{pro} зручний для експрес-оцінки стану водних екосистем.

Одним із найбільш важливих параметрів для визначення якості життєдіяльності екосистеми є її біологічне різноманіття.

За отриманими результатами побудовано криві «домінування – різноманіття» для всіх досліджених створів На рис. 3.15

показано криву домінування – різноманіття для створу 1 (р. Сухий):

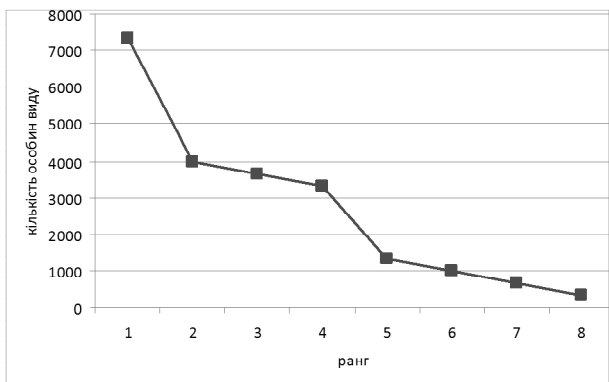


Рис. 3.15. Крива домінування – різноманіття для створу 1 (р. Сухий)

Для створу 1 характерне різноманіття, описане кривою II типу, що свідчить про невисокий ступінь домінування, середнє видове багатство та вирівненість угруповання перифітонних водоростей.

Створ 2 (р. Сірет, смт Берегомет) відрізняє форма кривої, показана на рис. 3.16:

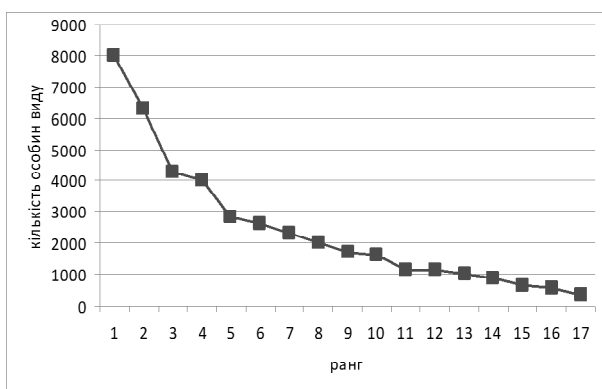


Рис. 3.16. Крива домінування – різноманіття для створу 2 (р. Сірет, смт Берегомет)

Для угруповання цього створу також характерна крива II типу, проте вона більш «плоска», ніж для створу р. Сухий, що свідчить про значно більшу вирівненість та видове багатство (рис. 3.17).

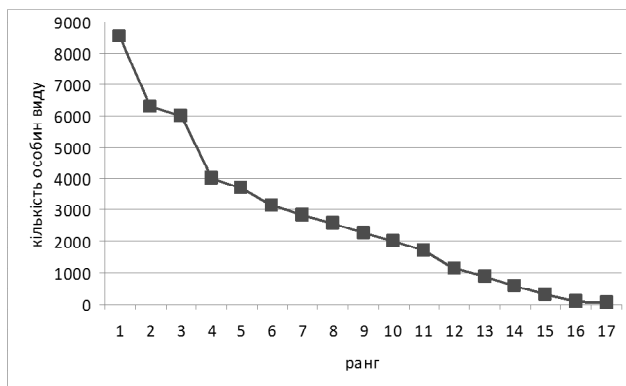


Рис. 3.17. Крива домінування – різноманіття для створу 3 (р. Сірет, с. Лукавці)

Те саме спостерігається і для створу 3 (р. Сірет, с. Лукавці) – крива II типу і високе видове різноманіття і вирівненість (рис. 3.18).

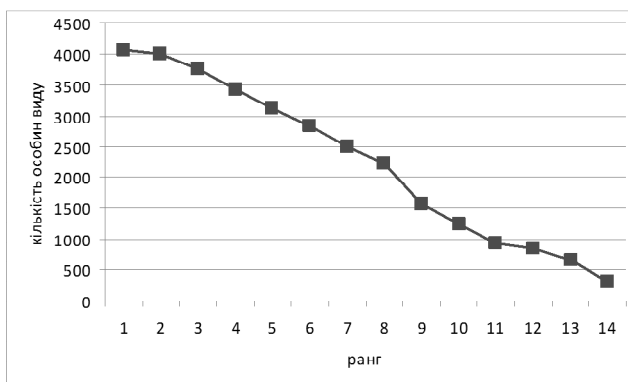


Рис. 3.18. Крива домінування – різноманіття для створу 4 (р. Міхидра)

Форма кривої для створу 4 наближається до кривої III типу, що демонструє високе видове багатство та вирівненість угруповання створу, а отже, про незначне домінування (рис. 3.19).

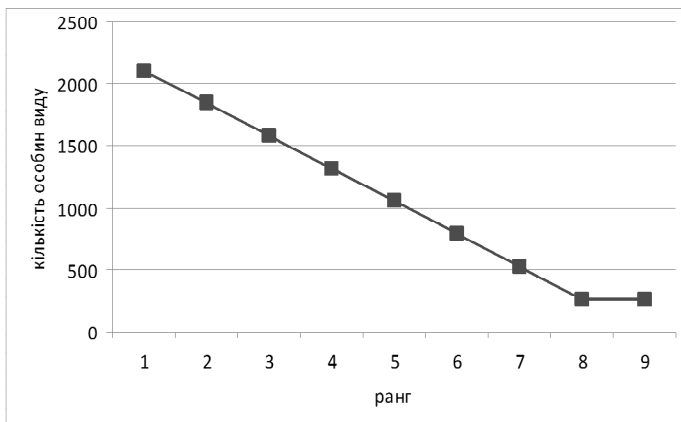


Рис. 3.19. Крива домінування – різноманітності для створу 5 (р. Сірет, м. Сторожинець вище за місто)

Для створу 5 (вище за течією за м. Сторожинець) характерна крива I типу, що показує високий рівень домінування і низьку вирівненість та незначне видове багатство угруповання. Ці висновки підтверджуються і даними про чисельність та біомасу водоростей даного угруповання, поданими вище.

Для створу 6 (нижче за течією за м. Сторожинець, ДО «Сторожинецька») спостерігалась так само крива I типу, тобто видове багатство на цій ділянці водотоку було низьким (рис. 3.20).

Для створу 7 спостерігалась крива II типу, що свідчить про незначний ступінь домінування проте високу вирівненість і достатньо велике видове багатство (рис. 3.21).

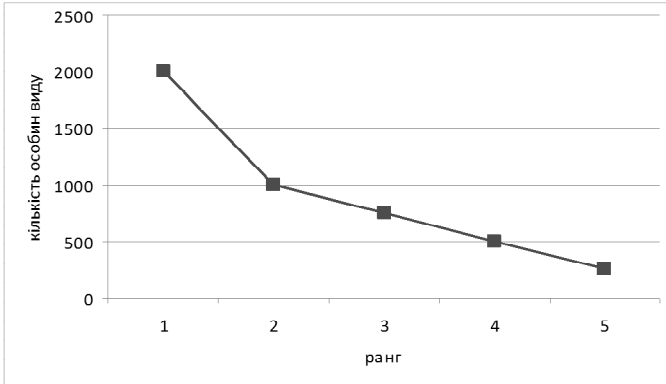


Рис. 3.20. Крива домінування – різноманіття для створу 6 (р. Сірет, м. Строжинець нижче за місто)

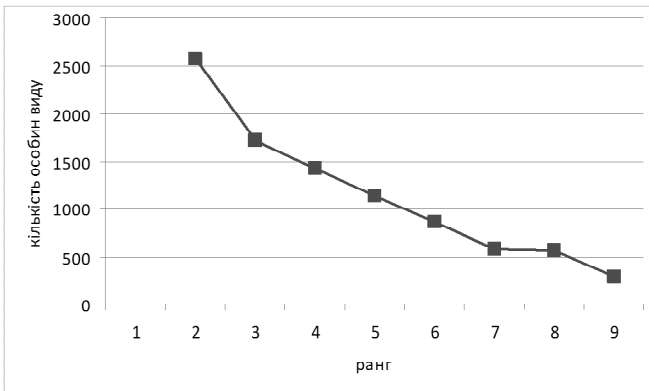


Рис. 3.21. Крива домінування – різноманіття для створу 7 (р. Малий Сірет, с. Сучевени)

Останній (найнижчий за течією) створ 8 (с. Кам'янка) характеризувався кривою I типу, що свідчить про високий ступінь домінування та досить низький рівень видового багатства та вирівненості. Причому для цього створу було характерним домінування видів, властивих забрудненим і слабо забрудненим водам (ці дані наведені вище) (рис. 3.22).

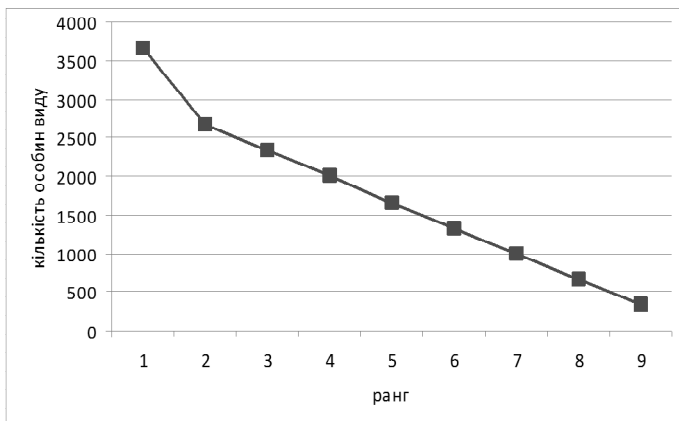


Рис. 3.22. Крива домінування-різноманіття для створу 8 (р. Сірет, с. Кам'янка)

Отже, найбільшим видовим багатством характеризувалися створи 2 (р. Сірет, смт Берегомет), 3 (р. Сірет, с. Лукавці) та 4 (р. Міхидра, с. Стара Жадова), а найменшим – створи 5 (р. Сірет, м. Сторожинець вище за місто), 6 (р. Сірет, м. Сторожинець нижче за місто) та 8 (р. Сірет, м. Кам'янка). Для створів з меншою різноманітністю видів перифітонних та бентосних водоростей було характерним домінування видів, наявних у слабо забруднених та забруднених вод та видів з переважаючою r-стратегією. Це такі види, як *Staurones anceps*, *Microcystis flos-aequalis*, *Encyonopsis microcephala*, *Achnanthydium pyrenaicum*, *Cocconeis pediculus*, *Bacillaria raхillifera* та інші.

Комплексна екологічна оцінка Верхнього Сірету

Оцінка екологічного стану верхнього Сірету за гідрохімічними показниками. Для екологічної оцінки досліджуваного Верхнього Сірету за гідрохімічними показниками використовували два підходи: 1 – оцінка

відповідно до вимог ІСРDR; 2 – оцінка порівнянням показників окремих створів з показниками для референтних створів.

За даним нормуванням за всіма досліджуваними параметрами вода всіх досліджуваних створів відносилась до I класу якості за гідрохімічними показниками.

Відповідно до даного нормування, досліджена частина Верхнього Сірету віднесена до «відмінного» та «доброго» класів екологічної якості. До I класу («відмінний» екологічний стан) за обраними референтними показниками були віднесені створ 1 (р. Сухий, територія Вижницького національного парку), створ 2 (сmt Берегомет) та створ 3 (р. Сірет, с. Лукавці). Погіршення якості спостерігалось, починаючи від м. Сторожинець. Найбільше відхилення від референтних значень було у створах 6, 7 та 8 (нижче м. Сторожинець, с. Сучевени та у с. Кам'янка). Найбільше відхилення від референтного значення було зафіксовано для нітрат-іона. Вниз за течією Верхнього Сірету концентрації нітрат-іона зростали. Це може бути пов'язано з посиленням антропогенного впливу через більшу щільність забудови та інтенсифікацію впливу на русло та заплаву, порівняно з ділянками у верхній течії.

Оцінка екологічного стану Верхнього Сірету та його приток за гідроморфологічними показниками

Екологічний стан Верхнього Сірету за гідроморфологічними показниками: ділянка обстеження 1 (ДО 1 «Лопушницька») знаходилась у «відмінному» екологічному стані, ділянки обстеження 2, 3, 4 (ДО 2 «Берегометська», ДО 3 «Мигівсько-Луковецька», ДО 4 «Жадівська») – у «доброму» екологічному стані, а ділянки обстеження 5, 6, 7 та 8 (ДО 5 «Комарівська», ДО 6 «Сторожинецька», ДО 7 «Ропчівська» та ДО 8 «Черепківська») – у «задовільному».

Основний антропогенний вплив на русло відбувався через відбір алювію з русла Верхнього Сірету і його приток та через стан мостових переходів.

За показником відбору алювію найбільш антропогенного змінені були ДО 5 «Комарівська» та ДО 6 «Сторожинецька», а ДО 7 «Ропчівська» та ДО 8 «Черепківська» зазнали помірного антропогенного перетворення.

За станом мостових переходів (комбінований вплив) найбільш змінені виявились ділянки 2, 5 (смт Берегомет, с. Комарівці) та 6 і 8 (м. Сторожинець і с. Кам'янка). Поблизу м. Сторожинець і с. Стара Жадова зафіксовані зруйновані та напівзруйновані мостові переходи.

У цілому, висновки, отримані при комплексній екологічній оцінці збігаються з результатами, отриманими для окремих блоків показників.

За гідробіологічними показниками створи, що знаходились у верхній течії (створ 1 р. Сухий, створ 2 смт Берегомет та створ 3 с. Лукавці), характеризувалися «відмінним» екологічним станом. Створ 4 (р. Міхидра, с. Стара Жадова) знаходився у «доброму» екологічному стані. Значне погіршення стану Верхнього Сірету за гідробіологічними показниками спостерігалось, починаючи зі створу 5 (вище м. Сторожинець, «задовільний» екологічний стан). У «задовільному» екологічному стані знаходився також створ 7 (р. Малий Сірет, с. Сучевени), створи нижче м. Сторожинець та у с. Кам'янка – у «поганому» екологічному стані за визначеними гідробіологічними показниками.

Результати оцінки екологічного стану Верхнього Сірету та його приток за визначеними гідробіологічними показниками підтверджують закономірності зміни стану досліджуваних водних об'єктів, отримані для окремих блоків показників.

Проведена оцінка показала, що гідробіологічні показники на практиці більш чутливі до змін навколишнього середовища

порівняно з хімічними та гідроморфологічними показниками, тому їх доцільно використовувати для попередньої оцінки стану водного об'єкта.

Комплексна екологічна оцінка проводилася шляхом усереднення даних по класах якості вод за трьома досліджуваними блоками. Створ 1 (р. Сухий, територія Вижницького національного парку) знаходився у «відмінному» екологічному стані за всіма досліджуваними блоками показників. Цей створ через практичну відсутність антропогенного впливу на русло та заплаву та природні і близькі до природних значення гідрохімічних та гідроморфологічних показників визнано референтним для малих річок у вапнякових породах.

Створ 2 (р. Сірет, смт Берегомет) за гідрохімічними та гідробіологічними показниками знаходився у «відмінному» екологічному стані. «Добрий» екологічний стан спостерігався за гідроморфологічними показниками. Найбільший вплив тут справили показники, пов'язані з відбором алювію з русла та неякісними та напівзруйнованими мостовими переходами. Проте загальний екологічний стан даного створу визнано «відмінним», оскільки решта показників мали невисокий відсоток відхилення від встановлених референційних умов.

Створ 3 (р. Сірет, с. Лукавці) за екологічним станом за всіма блоками практично не відрізнявся від створу 2. Основний негативний вплив тут так само справляли неякісні мостові переходи та відбір алювію. Усереднена оцінка також дозволила віднести цей створ до I класу якості («відмінного» екологічного стану).

Створ 4 (р. Міхидра, с. Стара Жадова) за всіма блоками віднесений до II класу якості («доброго» екологічного стану). Починаючи з цього створу спостерігається деяке погіршення екологічного стану за всіма обраними параметрами оцінки якості. Серед визначених гідрохімічних показників, у

порівнянні з попередніми створами, дещо підвищились концентрації азоту нітратного, азоту нітратного та значення БСК₅. Підвищення концентрацій згаданих показників може бути спричинене як деяким підвищенням антропогенного тиску на водний об'єкт, так і природними умовами формування стоку р. Міхидра, які дещо відрізняються від р. Сірет. Усереднена екологічна оцінка показала, що створ 4 знаходиться у «доброму» екологічному стані.

Створ 5 (р. Сірет вище м. Сторожинець) характеризувався «добрим» екологічним станом за гідрохімічними та «задовільним» екологічним станом за гідроморфологічними та гідробіологічними показниками. «Задовільний» екологічний стан за гідробіологічними показниками зумовлений суттєвим відхиленням чисельності видів та значення індексу сапробності від референтних значень цих показників. Окрім того, у воді даного створу відмічалось збільшення кількості на біомаси видів мікроводоростей, характерних для слабо забруднених та забруднених водотоків. Для цього створу помічено меншу видову різноманітність досліджуваних мікроводоростей. Щодо гідроморфологічних показників оцінки екологічного стану, то найбільший негативний вплив на ділянку, куди був включений створ 5, справляли показники відбору алювію, мостові переходи та ступінь розораності території. Усереднена екологічна оцінка показала, що створ 5 знаходиться у «задовільному» екологічному стані.

Створ 6 (р. Сірет нижче м. Сторожинець) перебував у «доброму» екологічному стані (II клас якості) за гідрохімічними показниками, «поганому» екологічному стані (IV клас якості) за гідробіологічними показниками та «задовільному» екологічному стані за гідроморфологічними показниками. «Поганий» екологічний стан спричинений збідненим видовим складом водоростей перифітону та бентосу, високою біомасою та чисельністю видів-індикаторів, характерних для забруднених

та слабо-забруднених вод у порівнянні зі створами вище за течією. Видова різноманітність у воді даного створу була найнижчою серед всіх досліджених створів. Серед визначених гідроморфологічних показників найбільший негативний вплив мали зруйновані мостові переходи, наявність та стан промислових зон та шляхів сполучення та відбір алювію з русла.

Таке суттєве погіршення екологічного стану Верхнього Сірету на даній ділянці зумовлене посиленням антропогенного тиску на русло-заплавний комплекс шляхом скидання побутових, комунальних та промислових стоків, оскільки у м. Сторожинець сконцентровано найбільшу на всій досліджуваній території кількість підприємств.

Усереднена екологічна оцінка показала, що створ 6 (р. Сірет нижче м. Сторожинець) належить до III класу якості («задовільного» екологічного стану).

Створ 7 (р. Малий Сірет, с. Сучевени) характеризувався «добрим» екологічним станом за гідрохімічними показниками з мінімальним розходженням значень визначених показників з референтними. За гідробіологічними та гідроморфологічними показниками дана ділянка відносилась до III класу якості («задовільний» екологічний стан). Такий екологічний стан за гідробіологічними показниками зумовлений значним процентом відхилення значень чисельності видів та індексу сапробності від референтних. Погіршення класу якості за гідроморфологічними показниками викликано, передусім, відбором алювію з русла та наявністю на зазначеній ділянці обстеження погано обладнаного водозабору, який чинить значний антропогенний тиск на русло р. Малий Сірет.

Усереднена екологічна оцінка за всіма показниками показала, що створ 7 знаходиться у «задовільному» екологічному стані.

Створ 8 (р. Сірет, с. Кам'янка) за екологічним станом повторював створ 6 (р. Сірет вище м. Сторожинець). За гідрохімічними показниками цей створ перебував у «доброму» екологічному стані. За гідробіологічними показниками – у «поганому» екологічному стані, до чого призвело значне відхилення значення індексу сапробності від референтного. Для цього створу було характерним домінування видів, притаманних забрудненим та слабко забрудненим водам, і низьке видове різноманіття. Серед визначених гідроморфологічних показників найбільший негативний вплив мали зруйновані мостові переходи, наявність та стан промислових зон та шляхів сполучення та відбір алювію з русла.

Розділ 4

ІНФІЛЬТРАЦІЙНІ ВОДОЗАБОРИ ПЕРЕДКАРПАТТЯ

4.1. Загальна характеристика застосування інфільтраційних водозаборів

Надійне та безперебійне водопостачання є одним із нагальних проблем населених пунктів. Пошук джерел питної води – це надзвичайно серйозне питання. Більшість з водозабірних споруд побудовані ще в минулому столітті, часто без урахування вимог до енергоощадності та економного й раціонального використання водних ресурсів. Деякі з водозаборів відразу зорієнтовані на подачу води, що перевищувала природне поповнення. Не є також винятковим випадок транспортування питної води на десятки кілометрів. Тому в сучасних умовах важливим є завдання нарощення продуктивності діючих водозабірних споруд.

За рекомендаціями чинних державних норм (ДБН В.2.5-74), потрібно максимально використовувати наявні ресурси підземних вод, які задовольняють санітарно-гігієнічні та інші вимоги. У разі браку чи невисоких дебітів варто розглядати можливість застосування штучного поповнення запасів підземних вод. Водночас науковці (В.С. Усенко, В.С. Ковалевський) зауважують, що запаси підземних вод часто експлуатуються надмірно – в обсязі, який перевищує природне відновлення ресурсів.

Отже, слід застосовувати споруди, які б дозволяли комбінувати забір поверхневих і підземних вод. Таке рішення дозволяє забезпечити добрі кількісні та якісні показники водопостачання. Річки, як джерела водопостачання, дозволяють забезпечити більші обсяги водоспоживання, проте якість питної води в такому разі здебільшого нижча. Тому з практичних міркувань важливо детально розглядати можливість комбінованого використання поверхневих і підземних вод для

господарсько-питного водопостачання населених пунктів [2; 3; 7; 8; 18].

В.С. Ковалевський виділяє три варіанти необмеженої в часі експлуатації підземних вод із гарантованим поповненням їхніх запасів. По-перше, це можуть бути інфільтраційні водозабори, закладені вздовж річок. Поповнення запасів підземних вод тут відбувається за рахунок природного живлення, а також перехопленням частини транзитного стоку річок інфільтраційними водозаборами. Проте споруди цього варіанта мають єдину, але суттєву хибу – обмеженість водовідбору величиною витрат річок у межень, тобто потребою збереження певного мінімального стоку у річках для збереження екологічного стану. По-друге, як варіант можна розглядати водозабори на напірні води з перетіканням за умови обмеження водовідбору найбільш можливим перетіканням, якщо встановилися пониження, які не перевищують допустимі. Поповненню запасів підземних вод у таких умовах буде сприяти зниження випаровування та перехоплення транзитного стоку. Однак припустимість такого водовідбору має екологічно обґрунтуватися.

І, по-третє, необмежено довго можуть працювати водозабори комбінованого використання поверхневих і підземних вод. Тут поверхневі та підземні води не протиставляються як альтернативні джерела водопостачання, а навпаки – розглядаються як система, в якій один компонент доповнює інший. Поверхневі води експлуатуються прямо або через інфільтраційні водозабори, переважно в багатоводні періоди, а підземні води експлуатуються періодично – здебільшого для покриття нестачі поверхневого стоку [22].

Отже, з викладеного видно, що суттєва частка в раціональному водозабезпеченні належить водозаборам інфільтраційного типу. Це водозабори підземних вод, дебіт яких забезпечується через природну чи штучну інфільтрацію з

поверхневих джерел. Думки дослідників збігаються на тому, що такі поверхневі джерела повинні мати водопроникне дно й достатній об'єм води. За А.Ф.Поряднім, такі вимоги найбільше задовольняють передгірні ділянки річок, русла яких представлені пухкими алювіальними відкладами. Потоки, що формуються в цих відкладах, гідравлічно зв'язані з поверхневими потоками та поповнюються ними постійно чи періодично. Оскільки підруслові води досить поширені, то інфільтраційні водозабори можуть застосовуватися для багатьох населених пунктів. Їх улаштовують у долинах річок, у дюнних відкладеннях морських узбереж і на конусах виносів [18; 28; 29; 30; 36].

Окрім природних і штучних водойм та водотоків, джерелом інфільтрації можуть бути інфільтраційні майданчики чи виробки, що забезпечують переведення поверхневого стоку в підземний. Вони можуть бути представлені каналами, басейнами, ставками, озерами, лугами зрошення, свердловинами або інфільтраційними горизонтальними галереями [3; 6].

Решта споруд інфільтраційних водозаборів так чи інакше властиві й водозаборам іншого типу.

Водозахватні пристрої інфільтраційних водозаборів розміщують найчастіше поблизу річок чи водойм – уздовж берегів, на островах і навіть у руслах річок. Водовмісними пластами переважно є піщано-гравійні, гравійно-галечникові чи піщані відкладення.

Очевидно, що такий тип водозаборів має немало переваг над іншими. Так, зокрема, забір води через інфільтрацію забезпечує задоволення майже всіх вимог щодо очищення поверхневих вод (за винятком знезараження). В умовах звичайного поверхневого забору вод затопленими чи незатопленими водоприймачами потрібне улаштування цілої системи споруд водопідготовки – реагентного господарства, змішувачів, відстійників, фільтрів

тощо. Важливо нагадати, що класична схема очищення поверхневих вод переважно супроводжується застосування хімічних реагентів, зокрема сірчанокислового алюмінію та ін., унаслідок чого виникає своєрідне вторинне забруднення питної води новими сполуками реагентів. В інфільтраційних водозаборах одночасно відбувається і забір, і очищення води в товщі водоносних ґрунтів від основної кількості механічних, хімічних і більшості бактеріологічних забруднень. Дебіт і якість при цьому залежать від відстані, на якій розміщені каптажні споруди від джерела водопостачання.

Інфільтраційні водозабірні споруди забезпечують більші витрати води порівняно з водозаборами підземних вод, адже водоносні горизонти постійно підживлюються річковими водами (природним чи штучним способом).

Зазначені особливості застосування інфільтраційних водозабірних споруд дозволяють стверджувати, що в них досить вдало поєднуються переваги використання водозаборів поверхневих (за кількісними показниками) і підземних (за якістю) вод. Так, інфільтраційний водозабір забезпечує вищу подачу ніж підземний, а якість набагато вища, ніж у води з поверхневого водозбору. Вода, отримана після фільтрації через водоносний горизонт, має стабільнішу температуру.

На спорудах забору поверхневих вод не завжди дотримуються вимоги щодо рибозахисту. Застосування інфільтраційних водозаборів забезпечує значне зменшення негативного впливу діяльності людини на природні умови екосистеми річки – рибозахисні споруди не потрібні взагалі.

Стосовно експлуатаційних вимог інфільтраційні водозабори теж мають низку суттєвих переваг. Це відсутність складних будівельних конструкцій та технологічного обладнання, а також у разі утворення льоду чи шуги обслуговування інфільтраційного водозбору набагато простіше порівняно з поверхневим. Робота інфільтраційних водозаборів на річках із

нерівномірним чи періодичним стоком набагато надійніша, тоді як поверхневі водозабори за таких умов інколи взагалі не можуть улаштуватися. На судноплавних річках водозабори інфільтраційного типу значно менше руйнуються суднами.

У разі забруднення поверхневих вод застосування інфільтраційного водозабору дає можливість значно зменшити ймовірність потрапляння шкідливих речовин у питну воду або й узагалі уникнути цього.

Отже, можна стверджувати що водозабори інфільтраційного типу вдало поєднують переваги забору підземних і поверхневих вод. Однак при цьому виникає кілька суттєвих недоліків. Найважливіший – зниження продуктивності водозаборів із часом. Найчастіше спостерігається на водозаборах значної продуктивності. Вплив цього чинника можна зменшити раціональною експлуатацією об'єкта в ув'язці з гідрологічним режимом джерела водопостачання. Інший фактор – потреба в більших площах порівняно із зосередженим водозабором поверхневих вод. Особливо це проявляється на водозаборах зі штучним поповненням підземних вод з відкритих споруд. В окремих випадках площі можна зменшити застосуванням закритих інфільтраційних споруд.

Поряд із зазначеним інфільтраційні водозабори мають серйозну ваду – це зниження їхньої продуктивності внаслідок зменшення водопроникності руслових алювіальних відкладів через кольматацію завислими наносами. Саме це призводило до того, що навіть у сприятливих гідрогеологічних умовах відмовлялися від використання інфільтраційних водозаборів.

Науковці звертали значну увагу на продуктивність таких водозаборів. Так, у працях В.М. Григор'єва, Є.Ф. Дрондіна, В.Є. Сергутіна, Б.Ф. Турутїна, Ю.В. Якуніна обґрунтовується думка, що експлуатація інфільтраційних водозаборів сприяє посиленню природної кольматації русла річки та зниженню продуктивності в часі.

На думку А.І. Арцева та А.Ф. Порядіна невідповідність фактичної продуктивності проектній пов'язана не з посиленням замулення та кольматації русла річки під час експлуатації водозабору, а з недостатньо повно врахованими природними умовами та ступенем існуючої замуленості русла. На несуттєве посилення кольматації під час експлуатації інфільтраційних водозаборів указано в працях І.П. Дилюнаса, Н.І. Зенкова.

А.Ф. Порядін щодо річок Сибіру [28] зазначає, що результати досліджень значної кількості інфільтраційних водозаборів показали, що існує як початкова, так і експлуатаційна кольматація. Рівень впливу виду кольматації за решти однакових умов залежить від розміру водовідбору з підруслового потоку (а відповідно, й від інтенсивності інфільтрації) і не залишається постійною впродовж експлуатації водозабору. Вчений зауважує, що в деяких районах Росії продуктивність інфільтраційних водозаборів знижується не так значно, як у інших. На вказаних водозаборах експлуатаційна кольматація не чинить суттєвого впливу на роботу споруд. Окремі випадки невідповідності розрахункового та фактичного дебітів пояснюється суб'єктивними факторами (порушення режиму транспортування наносів, скидання в річки забруднених стоків тощо).

Так, в оцінюванні роботи інфільтраційних водозаборів є суттєві суперечності, що виникають через те, що не завжди враховується різна інтенсивність кольматації руслових відкладів. Щоб упорядкувати метод оцінювання, слід проаналізувати режим роботи водозаборів у різних гідрогеологічних і гідрологічних умовах.

Подібної думки дотримуються також Л.С. Язвін та Ф.М. Бочевєр, які стверджують, що зміна закольматованості русла річки під впливом водозабору, залишається ще не чітко визначеною.

Так, у роботі водозаборів, які розміщені на річках з аналогічним гідрологічним режимом і з подібним характером алювіальних відкладів, можна виділити деякі характерні ознаки:

- впливу кольматації менше піддаються ті водозабори, що мають меншу розрахункову продуктивність;
- за однакової розрахункової продуктивності вплив кольматації частіш за все помічається на водозаборах із меншим питомим притоком підруслених вод (на одиницю довжини водозбірної фронту).

А.Ф. Порядін також стверджує, що на малих інфільтраційних водозаборах (потужністю до 5 тис. м³/добу) падіння продуктивності (навіть у найрізноманітніших природних умовах) відбувається дуже зрідка. Такі водозабори працюють нерівномірно, бо пов'язані з графіком нерівномірності водоспоживання. І що головне, за нерівномірного відбору підруслених вод вплив початкової кольматації проявляється менше, ніж під час рівномірного відбору. До того ж і експлуатаційна кольматація під час несталого режиму інфільтрації протікає менш інтенсивно. Сукупність цих факторів і забезпечує стійкий дебіт водозаборів малої продуктивності.

Зі зростанням водоспоживання й пов'язаної з ним фактичної продуктивності зростає інфільтрація води з відкритого джерела й, відповідно, інтенсифікується процес кольматації. Весь період роботи водозабору при цьому можна ділити на чотири стадії:

- 1) фактична продуктивність водозабору зростає з початковою продуктивністю (на період введення в дію) до максимально можливої;
- 2) впродовж певного часу продуктивність зменшується мало й утримується на рівні максимальної продуктивності, а експлуатаційна кольматація протікає особливо інтенсивно;

3) експлуатаційна кольматація спричиняє вимушене різке зниження продуктивності, яке, в свою чергу, сприяє затуханню експлуатаційної кольматації;

4) у результаті згаданих процесів з певного моменту часу продуктивність водозабору стабілізується, а процес експлуатаційної кольматації майже зупиняється.

На річкових інфільтраційних водозаборах характер зміни фактичної продуктивності може порушуватися декольматаційним впливом річкового потоку в період паводків, однак загальна закономірність цієї зміни буде аналогічна до розглянутої [27; 28; 29].

Інфільтраційні водозабори в Україні поширені майже по всій території. Багато з них працюють із системами штучного поповнення запасів підземних вод. Значна кількість водозаборів такого типу працює на Дніпрі та С. Дінці (Донецьк).

Значна їх частина знаходиться на Передкарпатті, де є сприятливі умови для влаштування споруд подібного типу, як відзначають багато науковців. Це зумовлене наявністю алювіальних рівнин значної площі.

4.2. Фільтраційні водозабори в умовах Передкарпаття

Для безперебійної роботи систем водопостачання надзвичайно важливі умови надійної та простої експлуатації, близьке розміщення водозаборів, їхня нескладна конструкція й влаштування. Ці вимоги добре задовольняють водозабори інфільтраційного типу.

Усі населені пункти, розміщені на берегах річок, так чи інакше користувалися водою з інфільтраційних водозаборів, каптажами найчастіше служили шахтні колодязі. Зі зростанням потужностей промислового сектору та кількості міських жителів збільшувалися потреби у воді, тому дедалі більшу увагу звертали на безпосередній забір поверхневих вод. Однак, через наявність забрудників, цей спосіб для міст і навіть невеликих

містечок виявився не придатним. Загальна перевага надавалася вирішенню питання відведення стічних вод і підвищення благоустрою населених пунктів. Проте ще на початку ХІХ століття зауважили, що в містах, які забезпечується водою, очищеною на піщаних фільтрах, значно рідше виникають спалахи епідемій, ніж у разі звичайного водопостачання. Це дало поштовх до застосування штучного очищення на піщаних фільтрах повільної дії.

Уперше поставили свідому мету добути питну воду за допомогою берегової інфільтрації на річному з'їзді фахівців із газу та води в Німеччині у 1877 р. Саме тут було визначено, що правильне віддалення каптажу від берега річка дає досить високу якість питної води, особливо в долинах із галечниковими відкладеннями. Висловлювалася як підтримка, так і заперечення методу, які стосувалися погіршення якості змішаних вод порівняно з підземними та можливості забезпечення водоспоживання в повному обсязі.

Як зауважують дослідники, попри всі заперечення, практичний досвід показує, що за сприятливих умов метод повністю себе виправдовує, не потребуючи додаткових значних витрат.

Зазначені переваги сприяли поширенню інфільтраційних водозаборів на території України й, зокрема, Передкарпаття. Варто підкреслити, що зацікавлення інфільтраційними водозаборами на сході держави почалося переважно з 30-х років минулого століття, тоді як на Передкарпатті їхнє влаштування датується кінцем ХІХ століття. Зокрема, тут з 1895 р. і до нині працює насосна станція «Рогізна», до якої входять інфільтраційні водозабори «Ленківці-1», «Очерет» та власне «Рогізна». Це перші берегові інфільтраційні водозабори краю. Далі можна згадати будівництво берегового джерельного водозабору «Каламітна» м. Снятин у 1902 році, водозабору «Магала» для м. Чернівці в 1912 р, водозабору «Черніїв» для

м. Івано-Франківськ у кінці 1930-х років. Проектування та будівництво водозаборів виконували місцеві підприємства, користуючись німецьким досвідом забору інфільтраційних вод.

Багато водозаборів на території дослідження вже були збудовані після другої світової війни. Це, зокрема, острівний водозабір і станція «Очерет» чернівецького водопроводу, водозабір м. Яремче. Водозабір м. Коломия та станція «Біла» збудовані в 60-х роках. Селищні водозабори Путили та Глибоки в Чернівецькій області споруджені вже за новітньої історії. Решта споруд влаштовані в проміжку з 70-х по 90-і роки.

Згодом на деяких водозаборах проводили реконструкцію, розширюючи їх та влаштовуючи системи штучного поповнення запасів підземних вод.

Дотримуючись прийнятої класифікації, зауважимо, що на території дослідження переважає береговий тип водозаборів. Так, більшість каптажних споруд розміщено на берегах річок безпосередньо поблизу урізу води. Тип каптажів – вертикальні свердловини, рідше колодязі, а також горизонтальні дрени.

Підрусловий тип має водозабір смт Глибока на р. Сірет і м. Яремче на р. Жонка. Загалом, це один із непоширених типів каптажів. Однак в проекті на реконструкцію Чернівецького водозабору (Шипинці – Дубівці – Ленківці) науково-дослідним інститутом «НДІПроектреконструкція» запропоноване використання саме такого типу забору води. Рішення застосовувати підрусловий забір води в умовах річок Передкарпаття доцільне переважно тоді, коли алювіальні відкладення мають незначну потужність і невелику глибину залягання.

Острівний тип наразі не застосовується на водозаборах Передкарпаття, на відміну від Росії (наприклад у м. Красноярськ) та Польщі (м. Варшава). Зокрема, А.Ф. Порядін відзначає переваги застосування інфільтраційних водозаборів острівного типу – менші затрати на створення зон санітарної

охорони, максимальне наближення до споживачів, добрі умови природного поповнення запасів підруслних вод тощо. Він зауважує, що їм надають перевагу (в умовах Росії) над береговими, незважаючи на складнішу експлуатацію.

Свого часу (в 1957 р.) у системі водопостачання м. Чернівці побудований інфільтраційний водозабір острівного типу. Він розміщений на утвореному в руслі р. Прут острові, який знаходиться між залізничним і автомобільним мостами. Після великих паводків острів залишається відносно незмінним. Це, як зауважує Ю.С. Ющенко, спонукало до будівництва водозабору, проте неврахування фактору динамічності зрештою спричинило періодичне руйнування споруд [37], що й призвело до остаточного законсервування водозабору. Нині острів використовується як джерело будівельної сировини чернівецькими будівельними підприємствами, тому відновлення водозабору вже не видається можливим.

Отже, наразі практично єдиним типом інфільтраційних водозаборів на Передкарпатті є берегові. Зауважимо, що переважна більшість водозаборів складаються з кількох вертикальних свердловин, розміщених рядом по лінії, яка паралельна урізу. Це можна визначити як загальну схему для водозаборів фактичною потужністю до кількох сот кубометрів на добу (м. Вижниця, м. Вашківці, смт Путила, м. Снятин).

У випадку зростання водоспоживання, умова надійної подачі спричиняє застосування систем штучного поповнення із капітальних басейнів (м. Калуш, м. Коломия, м. Яремче, водозабори «Магала» та «Очерет» Чернівецького водопроводу) чи використаних природних понижень (водозабір «Біла» м. Чернівці). Тип каптажних пристроїв тут уже горизонтальні дрени (м. Яремче), галереї (м. Коломия, водозабір «Біла»), вертикальні свердловини (водозабір «Очерет» та водозабори м. Калуш) та колодязі (водозабір «Магала»).

Варто зауважити, що Державні будівельні норми, насамперед, рекомендують застосовувати для захоплення інфільтраційної води вертикальні свердловини. Однак численні дослідники відзначають практичну доцільність використання горизонтальних дренажів, які, особливо в умовах невеликої потужності, забезпечують повне перехоплення потоку підруслоних і ґрунтових вод. Перспективне розширення водозаборів при цьому супроводжується певними труднощами, оскільки через подовження дрени вона піднімається над водоупором і пропускає повз себе частину потоку.

Відзначимо, що тепер під час реконструкції та будівництва нових водозаборів в умовах Передкарпаття застосовують здебільшого горизонтальні каптажні пристрої, виходячи з умов економічної та технічної доцільності.

Для перспективного розвитку поселень краю надзвичайно важливе забезпечення споживачів водою, яке, в свою чергу, гостро залежить від стану й умов роботи водозаборів. У разі реконструкції діючих, проектування й будівництва нових вузлів водозабірних споруд потрібно вдаватися до ретельного аналізу об'єктів-аналогів, враховувати досвід їхньої експлуатації, що дозволить уникнути серйозних хиб у роботі.

У системах водопостачання населених пунктів Передкарпаття використовують три типи водозабірних споруд:

1) з поверхневого джерела. Застосовані переважно для промислових споживачів, комунальних підприємств більших міст і залізничних об'єктів через потребу великих витрат води. Працюють виключно зі станціями очищення та водопідготовки, оскільки забруднені найбільше, порівняно з іншими джерелами;

2) з підземних джерел. Застосовані у водогонах невеликої продуктивності за умов достатніх запасів ресурсів підземних вод, що дозволяє уникати будь-яких додаткових споруд і подавати воду безпосередньо споживачам без очищення (за

винятком знезараження та в окремих випадках пом'якшення, знезалізнення тощо);

3) інфільтраційні (з комбінованим забором). Застосовані для систем із невеликою та середньою продуктивністю через брак чи непридатність підземних вод до використання. Працюють у комплексі зі спорудами знезаражування.

Останній тип можна підрозділити на власне інфільтраційні (природне живлення поверхневими водами) та із системами штучного поповнення (штучне або змішане живлення).

Такий поділ дещо умовний, оскільки в разі інженерного регулювання запасів підземних вод (метод штучного поповнення) водозабори підземних вод вже належать до третього типу.

Зауважимо, що зазначений перехід (від другого до третього типу) досить поширений, що й відзначають численні публікації. Це процес, зумовлений історичним розширенням поселень, а отже, й їхніх водогонів, виснаженням ресурсів підземних вод через завеликі відбори.

На Передкарпатті відзначимо поширеність переходу в межах третього типу (від природного до змішаного живлення), що спричинений як розширенням водогінних систем, так і падінням продуктивності споруд. В умовах досліджуваної території частіший останній випадок, що пов'язано зі значним врізанням русел основних водотоків-джерел водопостачання.

Як класичний приклад викладеного наведемо систему водопостачання міста Чернівці. Тут нині діють водозабір поверхневих вод р. Дністер «Митків», інфільтраційний водозабір «Очерет» на р. Шубранець, низка інфільтраційних водозаборів на р. Прут – «Біла», «Магала», «Ленківці-1» та «Ленківці-2» і станція «Рогізна».

У Чернівецькій області, крім зазначених, також функціонують чотири інфільтраційні водозабори (м. Вижниця,

смет Вашківці, Глибока та Путила) та один поверхневий – у м. Хотин. Решта водогонів забезпечуються підземними водами.

Згідно з екологічним паспортом Івано-Франківської області, третину населення забезпечують водою споруди інфільтраційного типу (міста Болехів, Долина, Івано-Франківськ, Калуш, Коломия, Надвірна, Снятин, Яремче). В містах Івано-Франківськ і Верховина, діють поверхневі водозабори. Сільське населення, а також решта міських водогонів області забезпечуються водою з підземних джерел.

Очевидно, що на Передкарпатті частка інфільтраційних водозаборів у системах водозабезпечення краю достатньо вагома. Оскільки вони експлуатують і поверхневі, і підземні води, та найчастіше знаходяться неподалік поселень, то з огляду на потребу поліпшення благоустрою населених пунктів, добробуту населення та екологічного стану навколишнього середовища важливо особливу увагу звертати на проблеми, що виникають під час роботи споруд і прогнозування їх наслідків.

Усі сільські та містечкові системи водопостачання, які розміщені неподалік водотоків, використовують інфільтраційний тип водозабору.

Отже, на підставі зазначеного, можна стверджувати, що в умовах Передкарпаття застосування інфільтраційних водозабірних споруд важливе, особливо з погляду перспективного розвитку регіону. Проф. Кирилюк М.І. відзначає важливе народногосподарське значення підземних вод алювіальних відкладів, які гідравлічно зв'язані з русловими водами й підживлюються ними. Висока якість алювіальних вод порівняно з русловими забезпечує перспективність і економність водопостачання населених пунктів. Він також зазначає, що при стабільно високому рівні руслових вод водні ресурси алювіальних відкладів невичерпні. Це й зумовлює те, що вони є основним, а в більшості випадків єдиним джерелом питного водопостачання всіх населених пунктів прибережних

територій і можуть повністю забезпечити весь Карпатський регіон у майбутньому [19]. Це підтверджується й зауваженням В.С. Усенка [32] щодо сприятливих умов для розвитку інфільтраційних водозаборів на Передкарпатті. На його думку, це пов'язано з розвинутими за площею алювіальними долинами. Один із видатних науковців, які досліджують питання водо забезпечення, проф. Журба М.Г. зазначає, що інфільтраційні водозабори є найбільш економічним та найвигіднішим рішенням щодо забору підруслових вод [18].

Таким чином, можна з певністю стверджувати про надзвичайно важливу роль водозаборів інфільтраційного типу для сучасного та перспективного розвитку Передкарпаття. Це підтверджується й практичним досвідом – більшість водозаборів краю інфільтраційні, особливо це видно на прикладі Івано-Франківської області.

Зважаючи на досвід Німеччини – країни, яка досягла найвищих успіхів у питаннях застосування інфільтраційних водозаборів, зауважимо, що саме тут вони становлять переважну частку водозабірних споруд. Зокрема, всі населені пункти, що знаходяться на берегах річок, забезпечуються водою з інфільтраційних каптажів. Здебільшого водозабори тут працюють разом із системами штучного поповнення запасів підземних вод.

Застосування інфільтраційних водозаборів важливе як для населення, так і для промислового сектору, адже дозволяє забезпечити надійне та недороге водопостачання за порівняно незначних затрат на будівництво.

Підсумовуючи викладене, потрібно зауважити, що найголовніші проблеми, які на сьогодні набувають без перебільшення аварійного характеру, зумовлені як неврахуванням природних умов і гідрологічних особливостей річок-джерел водопостачання під час проектування й роботи

споруд, так і різким зростанням антропогенного навантаження за останні два десятиліття.

Загальна проблема роботи всіх без винятку водозабірних споруд інфільтраційного типу, які працюють в умовах південно-східного Передкарпаття – значне падіння продуктивності споруд (в окремих випадках майже до повного виснаження) безпосередньо пов'язана зі зниженням рівнів 95 % забезпеченості, на які виконується гідротехнічний розрахунок.

Звіти інженерно-геологічних вишукувань по водозабору «Ленківці-2» показали чітку залежність продуктивності споруд від рівнів у річці. Ця залежність справедлива й для інших інфільтраційних водозаборів краю. Питання стабілізації й підвищення дебіту каптажів у більшості випадків вирішується розширенням кількості водозахватних пристроїв або, найчастіше, влаштуванням установок штучного поповнення запасів підземних і підруслових вод. Однак таке вирішення зумовлює нові завдання, які потребують виконання. Зокрема, як стверджують дослідники, коефіцієнт корисної дії інфільтраційних споруд (басейнів, свердловин) лише зрідка перевищує 60 %, а загалом коливається в межах 35–45 %. Це означає, що для одержання певної кількості питної води потрібно з річки-джерела поповнення відібрати щонайменше вдвічі вищі витрати інфільтраційної води. Це, безумовно, створює підвищене навантаження на екосистеми водотоків і водойм, не кажучи вже про низьку енергетичну ефективність заходу. При цьому частина води безповоротно втрачається.

За умов неврахування здатності річки до меандрування дуже часті випадки, коли річка віддаляється від водозабору настільки, що його доводиться закривати взагалі або значно нарощувати потужності штучного поповнення (водозабір м. Коломия, «Ленківці-2» м. Чернівці).

Інша значна проблема, яка особливо гостро проявляється на водозаборі селища Глибока – змивання незначних алювіальних

відкладів на ділянці дії водозабору, що призводить до повного чи часткового руйнування каптажів.

Таким чином, надзвичайно важливо визначити та без затримки втілювати конкретні заходи, які дозволять зупинити визначені проблеми. Робити це належить обов'язково з урахуванням природних умов та особливостей експлуатації водозабірних споруд у кожному окремому випадку.

Загалом, ведучи мову про водозабори інфільтраційного типу на Передкарпатті, не можна не підкреслити їхнє вагомe значення для систем водопостачання, особливо тих, які знаходяться в басейні р. Прут. Зауважимо, що цьому сприяла тривала історія розвитку споруд і сприятливі умови річкових долин. Хоча для водозабезпечення більших міст часто використовують переважно поверхневі води, що зумовлене вищими витратами питної води. Одначе це більше стосується не водозаборів, а мереж, у які подають воду. Так, як показують численні публікації, втрати часто сягають половини поданої в населений пункт води і застосування водозаборів поверхневих вод дозволяє покрити ці збитки, незважаючи на шкоду для споживачів і перевитрати енергоресурсів. Отже, можна з певністю стверджувати, що в разі комплексної реконструкції систем розподілу та подачі води, потужностей інфільтраційних водозаборів вистачатиме повністю, без додаткового застосування ресурсів поверхневих вод.

Викладене просто підтвердити на прикладі м. Чернівці. Тут лише поверхневий водозабір з р. Дністер у селі Митків подає приблизно 60 тис. м³/добу, не враховуючи водозабори інфільтраційного типу з р. Прут. Одначе місто не споживає більш ніж 40–45 тис. м³/добу, що спричинене відсутністю великих промислових об'єктів. Разом з тим робота прутських водозаборів Чернівців забезпечує нині подачу 15–20 тис. м³/добу, тобто майже половину добової витрати міста, не кажучи вже про те, що якість води з інфільтраційних

водозаборів, на твердження численних досліджень, набагато вища, як із поверхневого водозабору. Виважений підхід до реконструкції інфільтраційних водозаборів і вихід на проектні подачі дозволятиме з надлишком покрити потрібне водоспоживання. Це питання набуває надзвичайної ваги через постійне здорожчання енергоносіїв.

Тому для водогінних систем Передкарпаття, в яких основний споживач – населення, а поверхневі води досить забруднені, інфільтраційні водозабори є найдоцільнішим типом водозабірних споруд, як з погляду кількості й якості питної води, так і щодо доступності та ефективності капіталовкладень.

Зазначене підтверджує й закордонна практика. Так, системи водопостачання розвинутих країн, зокрема Німеччини та Швейцарії, здавна забезпечуються водою інфільтраційного походження. Питання кількості вирішується застосуванням штучного поповнення запасів підземних вод. Зауважимо, що ціла низка європейських міст користуються інфільтраційними водозабірними спорудами. Серед них – Амстердам, Базель, Берлін, Варшава, Гаага, Гамбург, Гетеборг, Дрезден, Еребру, Лейден, Хемніц, Цюрих і багато інших. Таке значне поширення інфільтраційних водозаборів, безумовно, свідчить про значну користь від їхнього використання.

Одначе поряд із перевагами потрібно підкреслити й проблеми, які виникають під час влаштування та експлуатації таких водозаборів. Так, на нашу думку, можна виділити такі групи проблемних питань, що стосуються річкових водозаборів інфільтраційного типу:

- 1) врізання русла;
- 2) вплив річкового потоку, зміни русла;
- 3) визначення та дотримання зон санітарної охорони;
- 4) проблеми якості води;
- 5) проблеми, спричинені технічними чинниками.

Розв'язання зазначених груп проблем дозволить значно підвищити ефективність роботи інфільтраційних водозаборів.

Зауважимо, що в умовах Передкарпаття найважливішими можна визначити ті, які належать до перших двох груп. Вони, як і технічні проблеми, значно впливають на роботу водозаборів, мереж, а отже, й на стан населених пунктів. Досить важливе питання дотримання зон санітарної охорони, які на деяких водозаборах відсутні взагалі. Якість води інколи погіршується під час підвищеної каламутності в річці та внаслідок антропогенної діяльності. Вони трапляються на окремих водозаборах і загального характеру не мають.

Підводячи підсумок, потрібно наголосити, що перспективний розвиток водопостачання на Передкарпатті тісно пов'язаний з інфільтраційними водозаборами, що відповідно окреслює й напрямки їхнього розвитку. Зокрема, це боротьба зі шкідливими наслідками впливу людини на прирічковій території, підвищення екологічного стану водотоків-джерел водопостачання, стабілізація русел у межах дії каптажів, забезпечення належного технічного стану обладнання та споруд. Це лише окремі питання, комплексне вирішення яких дозволить забезпечити надійне водопостачання споживачів, високий рівень життя на Передкарпатті загалом.

4.3. Аналіз питань, пов'язаних із розвитком, реконструкцією, оптимізацією функціонування інфільтраційних водозаборів Передкарпаття

Відомо, що розвиток населених пунктів значно залежить від рівня та стану водозабезпечення. Очевидно, це пов'язано й із розвитком першої ланки будь-якої системи водопостачання – водозабором. Як уже зазначалося, в умовах Передкарпаття значну частку займають водозабори інфільтраційного типу. Тому нормальний стан водозабірних споруд безпосередньо впливає на благоустрій населених місць і рівень добробуту мешканців.

Проте на сьогодні водозабори загалом перебувають не в найкращому становищі. Більшість із них побудовані десятиліття тому й уже вичерпали свої технічні можливості. Одночасно зі зниженням ефективності обладнання водозаборів і власне каптажів підвищується ризик для навколишнього середовища, зокрема для джерела водопостачання.

Щоб запобігти такому становищу, потрібно мати якнайповнішу інформацію про роботу водозабірних споруд у різні періоди функціонування. Це дасть змогу повністю або частково прогнозувати перспективи розвитку систем водопостачання, оптимізувати їхню спільну з водозаборами роботу й підвищувати її ефективність, стабілізувати та поліпшувати стан водойм.

Надзвичайно важливо ще на стадії проектування водозаборів врахувати взаємодію каптажів і джерел водопостачання. На сьогодні ця вимога задовольняється далеко не повністю, що й спричиняє часті перебої в подачі води. Очевидно, що особливістю інфільтраційних водозаборів є доволі близьке розміщення водозахватних пристроїв щодо водотоку. Адже для нормальної роботи споруд потрібен постійний або тимчасовий гідравлічний зв'язок між ними. В такому випадку каптажі забирають воду алювіального потоку, що супутній річці й, відповідно, переважає інфільтраційне або підземне живлення. Однак з часом через урізання дна річки гідравлічний зв'язок набуває переривистого характеру й згодом зменшується до мінімуму, з яким робота водозабору стає неефективною.

Названа проблема характерна для багатьох інфільтраційних водозаборів Передкарпаття, зокрема в м. Чернівці, м. Снятин, смт Глибока. Щоб утримати продуктивність на потрібному рівні, вживають заходів для підвищення рівня води. Так, у Снятині рівень р. Прут підвищився за рахунок уведення в дію греблі ГЕС. У Глибоці частково досягли підняття рівня влаштуванням низьконапірної руслової насипної дамби. В

інших випадках переважно вдаються до розширення водозабору збільшенням кількості каптажів або застосовують поповнення запасів підземних вод штучними методами. Потрібно зауважити, що збільшення кількості каптажних пристроїв не видається ефективним, оскільки це потребує площі. Крім того, при цьому не вирішується питання врізання дна й тому продуктивність знову падатиме.

Штучне поповнення запасів є найпоширенішим методом стабілізації та підвищення продуктивності інфільтраційних водозаборів. Знову ж таки вода на поповнення забирається з джерела в збільшених обсягах порівняно зі звичайним режимом (коефіцієнт корисної дії переважно не перевищує 40–45 %). Відповідно зростає собівартість питної води, оскільки потрібне влаштування насосної станції подачі води на інфільтрацію та водозабірної споруди (наприклад, берегового ковша). До того ж врізання русла продовжуватиметься й далі.

Зазначена проблема найважливіша, оскільки характерна для всіх типів водозаборів на річках.

Ще одним не менш важливим проблемним питанням, яке потребує виваженого підходу є нестабільність ділянок русел у межах дії водозаборів. При цьому виникають проблеми як із продуктивністю, так і з технічним станом каптажів. Зазначимо, що зміна русла здебільшого негативно впливає на споруди. У разі віддалення річки від водозабору відбувається зниження продуктивності. Сюди можна віднести проблемні ситуації, які виникають на водозаборах групи «Ленківці-2» м. Чернівці, водозабір м. Коломия. Навпаки, якщо річка рухається в бік водозабору – руйнуються будівельні конструкції каптажів. Найбільше це проявляється під час паводків. Така ситуація склалася на водозаборі селища Глибока.

Досить нагальна також проблема недостатнього дотримання вимог до санітарної охорони. Є випадки повної відсутності охоронних позначень, маркувань, огорожень тощо. Так, на

водозабір м. Яремча на водозабір купаються відпочивальники, проходять люди, проїжджають велосипедисти. Через водозабір «Ленківці-1» є кілька пішохідних стежок, поміж каптажами випасають худобу. На водозабір селища Глибока станція водопідготовки огорожена, однак оглядовий колодязь знаходиться поза її межами, а каптажні дрени ніяк не позначені.

Сюди ж варто віднести ситуацію, що склалася з відбором гравію з русел річок у межах дії водозаборів, адже кубометр річкового гравію за твердженням П.І. Чернеги та І.С. Березки, в півтора рази дешевший за гравій з будівельного кар'єру [9]. Це безпосередньо пов'язане зі зміною русел, на що звертають увагу багато науковців, зокрема Чернівецького національного університету – Ю.С. Ющенко, Л.В. Костенюк, В.М. Опеченик, В.Г. Явкін. Професор Кирилюк М.І. відносив Україну до трійки світових лідерів із видобутку піску та гравію [20]. За твердженням А.О. Кирилюка, видобування алювію з руслових і заплавних кар'єрів поряд із зарегулюванням русла протипаводковими спорудами є основними чинниками антропогенного впливу на русло.

Зазначена проблема характерна майже для всіх більших водозаборів досліджуваної території. Вибір руслового гравію й піску спостерігається неподалік водозаборів «Магала» та «Біла» Чернівецького водогону, навпроти водозабірної ковша м. Коломия, дещо вище водозабірних дрен водозбору селища Глибока, нижче шлюзів Снятинської ГЕС. Роботи проводяться з весни по осінь із незначними проміжками на час паводків. Виправлення становища, що склалося з вибором гравію, має стати першочерговим для відповідних організацій, оскільки воно має чіткий зв'язок із проблемою, яка розглядалася вище.

Виваженого підходу потребує й вирішення питання якості води на інфільтраційних водозаборах. Підкреслимо, що загалом показники придатності води до питного водоспоживання на заборі з каптажів задовольняють нормативні вимоги і вода

піддається лише бактеріологічному знезараженню. Окремі публікації відзначають незначні підвищення до 8–10 % вмісту сполук свинцю, марганцю та заліза, які, однак, не мають яскраво вираженої закономірності й нетривалі в часі. Навпаки, порівняно з водою, що використовується для децентралізованого водопостачання суміжних населених пунктів, вихідна вода інфільтраційних водозаборів має набагато кращі показники якості. Зокрема, це можна відзначити щодо каптажів «Біла» м. Чернівці, м. Коломия, м. Снятин, селища Глибока тощо. Аналіз матеріалів показує значне зниження вмісту сполук заліза під час інфільтрації.

Проте в роботі інфільтраційних водозаборів Передкарпаття, особливо із системами штучного поповнення запасів підземних вод, використовуються поверхневі води Сірету та Пруту чи його приток. Отже, у разі періодів підвищеної каламутності застосовувати вхідну воду без додаткового очищення стає проблематично. Для підвищення надійності роботи водозабору потрібно її відстоювати або й коагулювати. На окремих водозаборах відстійники вже побудовані (станція «Біла», частково станція «Магала» м. Чернівці, водозабір м. Коломия), на інших вода подається безпосередньо в басейни для поповнення (водозабір м. Яремче та станція «Шубранець» м. Чернівці). На водозаборі селища Глибока підвищену каламутність усувають на повільних піщаних фільтрах.

Для всіх водозаборів зі штучним поповненням запасів підземних вод оптимальним можна вважати досвід, застосований на станції «Біла» м. Чернівці. Тут поряд із відстійниками влаштоване акумуляційне озеро з тритижневим запасом вод річки Прут, яке наповнюють, коли каламутність в нормі. Таке вирішення дозволяє без проблем зупиняти забір води під час паводку й значно підвищує термін експлуатації інфільтраційних басейнів, водозабірних галерей. За потреби воду перед басейнами коагулюють, але відбувається це дуже

рідко. Зауважимо, що застосування будь-яких хімічних реагентів погіршує якість вихідної води. Влаштування акумуляційних водойм неможливе для застосування на всіх водозаборах, бо вимагає значного збільшення площі території, що особливо проблематично для споруд, які знаходяться в межах населених пунктів.

На берегових інфільтраційних водозаборах якість води визначається відстанню від джерела поповнення, проте важливо її не перевищувати, оскільки продуктивність із віддаленням від річки знижується. А з наближенням каптажів до водотоку погіршуються показники якості води. У разі невисокої продуктивності замулення прибережного дна в межах водозабору незначне, але зі збільшенням витрати воно зростає, що негативно впливає на подальшу роботу каптажів.

Характерним прикладом зазначеної проблеми та неврахованої динаміки річкового русла може стати острівний водозабір м. Чернівці [37], який постійно руйнувався водами Пруту, а на додачу постійно експлуатувався під час періодів підвищеної каламутності й нині повністю виведений з дії.

Важливі також проблеми, пов'язані з технічними чинниками. Одним з найбільш нагальних питань потрібно визнати низький рівень експлуатації споруд, невідповідність встановленого обладнання продуктивності, брак режимних спостережень і належного контролю за каптажами. Зазначене спричиняє надмірному використанню електроенергії, часті перебої з водопостачанням, зокрема на більших водозаборах, а також кольматацію водозахватних пристроїв та інфільтраційних басейнів.

Без чіткого й ретельного вирішення згаданих питань неможливе нормальне існування й подальший економічний і соціальний розвиток суспільства та держави, що разом з екологічною складовою входить до концепції сталого розвитку. Використання водних ресурсів має бути раціональним та

оптимізованим, щоб зберегти їх для наступних поколінь. Одною із заповнених належного стану водних ресурсів у майбутньому є правильне функціонування водозабірних споруд і водогінних систем, адже безперебійне водопостачання населення та виробництва – найважливіша умова для високого рівня благоустрою населених місць. Значну вагу при цьому треба надавати й інфільтраційним водозаборам, оскільки вони використовують як поверхневі, так і підземні води. Згідно з інформацією Національного інституту стратегічних досліджень при Президенті України [38], нині в нашій державі лише чверть сільського населення користується послугами централізованого водопостачання. Україна успадкувала радянську політику водокористування, яка полягала на переважному використанні поверхневих вод, незважаючи на їхню меншу захищеність і, як результат, споживачі на 80 % забезпечені з поверхневих джерел.

З огляду на викладене та через те, що в Україні в деяких регіонах є недостатня кількість підземних вод, застосування інфільтраційних водозаборів може стати одним з оптимальних вирішень цього питання. Однак влаштовувати їх треба з дотриманням усіх вимог санітарної охорони, щоб запобігти забрудненню перших водоносних горизонтів, з урахуванням того, що застосування гідротехнічних споруд уповільнює рух поверхневого стоку й сприяє підвищенню рівня підземних вод.

Однак швидке ухвалення обґрунтованих, оптимальних і виважених у інженерно-екологічному плані рішень не видається можливим без чіткої та функціональної системи. Отже, можна з певністю стверджувати, що розробка такої системи прийняття рішень даватиме можливість значно поліпшити ефективність роботи інфільтраційних водозаборів. Особливо це вигідно для побудови нових водозабірних споруд або реконструкції існуючих.

На сучасному етапі розвитку водного господарства значна увага звертається на комплексне використання ресурсів і

ув'язку з екологічними та економічними питаннями. Системи прийняття рішень, безумовно, підвищуватимуть ефективність розв'язання проблем, які виникають під час керування водними ресурсами, сприятимуть поліпшенню стану навколишнього середовища й допоможуть зменшити негативні наслідки антропогенного впливу у випадку їхнього виникнення.

4.4. Ресурси поверхневих вод

Як уже зазначалося, на Передкарпатті інфільтраційний тип річкових водозаборів особливо сприятливий для використання, що й підтверджується повсюдним використанням таких водозаборів для постачання води у середні та невеликі населені пункти краю. Відповідно, надійність роботи водозабірних споруд безпосередньо впливає на розвиток міст і селищ. В свою чергу, продуктивність інфільтраційних водозаборів на річках прямо залежить від наявності чи відсутності постійного або тимчасового гідравлічного зв'язку в системі «підземні води алювіальних відкладів-поверхневі води річки». Фактично багато дослідників, зокрема А.І. Арцев, Ф.М. Бочевєр та інші [6], зазначають, що продуктивність берегових водозаборів забезпечується в основному за рахунок фільтрації річкових вод. Отже, річковий фільтраційний водозабір та сама річка, як джерело, перебувають у тісному зв'язку з поглядом водопостачання.

Зауважимо, що в практиці технічних розрахунків намагаються схематизувати природні умови, зводячи їх до певних схем, які піддаються прогнозуванню, обчисленню тощо. Не виняток і проектування водозаборів, зокрема фільтраційних. Отже, за О.П. Порядіним [28], визнаним фахівцем у галузі зазначених водозаборів, дотримуються схеми, відповідно до якої алювіальні потоки річкових долин схематизуються найчастіше як безнапірний пласт-смуга. Ця смуга обмежена обабіч двома паралельними границями. Що ж до живлення цих

пластів, то основне переважно відбувається через бокові межі, додаткове – через верхню й (у рідкісних випадках) нижню межу. Верхню межу варто характеризувати модулем атмосферного живлення W_a (м/добу на 1 м^2), а нижню – модулем глибинного живлення $W_{\text{гл}}$. Вчений також зауважує, що найпоширеніший випадок, коли модуль атмосферного живлення перевищує модуль глибинного, який є незначним, або й нульовим. При цьому умови живлення на зазначених бокових межах характеризуються такими параметрами, як зміни напору H і витрати фільтраційного потоку q у часі t . Для різних природних умов ці величини змінюватимуться. В одному випадку витрата з боку корінного берега буде змінною й більшою від нуля, в іншому – її взагалі може не бути. При цьому найважливіше, що в усіх схемах та випадках на продуктивність берегового фільтраційного річкового водозабору, попри решту величин, суттєво впливає саме інфільтрація з поверхневого джерела.

Якщо між водами алювіальних відкладів і поверхневого джерела наявний гідравлічний зв'язок, то, відповідно, коливання рівнів у джерелі спричинить коливання рівнів ґрунтових вод. Зниження рівнів у річці супроводжується деяким пониженням дзеркала підземних вод і їхнім притоком до русла. Якщо ж рівень річкових вод підвищиться, то утвориться підпір ґрунтових вод і їхній рівень вирівняється з рівнем вод річки. У разі якщо рівень води в річці й далі зростатиме, то ґрунтові води підживлюватимуться поверхневими. Зважаючи на це, водоносний горизонт алювіальних відкладів рекомендовано вважати своєрідною зоною взаємного переходу підземних і поверхневих вод.

Таким чином, для проектування та розрахунку фільтраційних водозаборів на річках важливо мати відомості про руслові алювіальні відкладення, їхній склад, неоднорідність, стан та обводненість, про особливості будови різних ділянок річкової

долини. За рекомендаціями багатьох гідрогеологічних праць, особливу увагу в прогнозуванні та розрахунках притоку алювіальних вод до берегових інфільтраційних водозаборів потрібно звертати на недосконалість річкових русел. Йдеться про неповне врізання русел у водоносний пласт, замуленість річкових відкладів і наявність перепон для фільтрації води в пласт. При цьому на зарегульованих річках вираховування режиму експлуатації водозабору важливіше, ніж на незарегульованих.

Свого часу М.М. Біндемман [1] відповідно до умов взаємозв'язку поверхневих і підземних вод радив долини поділяти на два типи. Згідно з першим типом річка має постійний водотік, замулене русло, гідравлічний зв'язок не порушено. За другим типом річка не має постійного водотоку або ж має, але русло замулене. Якщо відбирати підземні води, вони не підживлюватимуться поверхневими й зв'язок перерветься. Окремо вчений виділив проміжний тип, коли русло на деяких ділянках замулене, а на інших – ні. Він визначив деякі відмінності долин гірських і рівнинних річок. Попри різницю поздовжніх ухилів, на гірських річках підруслові потоки спрямовані паралельно до русла вздовж долини, а на рівнинних річках – уперек. При цьому на гірських річках на розширених ділянках відбувається поглинання річкових вод. Ці ділянки мають особливу вагу для річок з невеликими природними запасами алювіальних вод.

У всіх випадках головним є питання взаємозв'язку поверхневих і підземних вод і обов'язкові дані про режим річки. Оцінюючи ресурси вод, слід розрахунки проводити для меженого періоду.

Наукові рекомендації, наведені вище, підтверджені практикою будівництва інфільтраційних річкових водозаборів і на Передкарпатті. Так, більшість свердловинних водозаборів тут мають вигляд лінійного ряду, оскільки основним джерелом

живлення є річка. Зауважимо, що дотепер немає найповнішої методики, яка б визначила вплив замуленості річки на продуктивність фільтраційних водозаборів. Відстань від джерела до каптажних пристроїв призначається переважно на підставі проектів-аналогів чи визначена практичним досвідом експлуатації подібних споруд. Очевидно, що наближення водозабору до річки визначатиме вищу продуктивність, через підвищення швидкості надходження річкової води до каптажів. Однак ця ж умова спричиняє швидше замулення дна, оскільки завислі частки глибше затягуються в алювіальні відклади. Є рекомендації, які стосуються будівництва водозаборів на берегах, які підмиваються, бо в деяких випадках можливе змивання замулених відкладів паводками. Проте це не остаточне розв'язання проблеми, бо водночас вузол водозабірних споруд перебуває під загрозою руйнування водами цього ж паводка. Як приклад можна навести підрусловий водозабір селища Глибока Чернівецької області на р. Сірет. У час липневого паводка 2008 року алювіальні відклади дна русла разом із частиною лівого берега були змиті, а водозабірні промені – пошкоджені.

Для більш чіткого аналізу розвитку та розширення фільтраційних річкових водозаборів на території Передкарпаття потрібні відомості про водоспоживання населених пунктів краю. Загалом, витрати води містами й селищами в добовому розрізі – це кількісно не фіксована величина, яка може змінюватися в надзвичайно широких межах. Вона залежить від величини населеного пункту, ступеня благоустрою, кількості користувачів централізованого водопостачання, кліматичних характеристик та багатьох інших чинників. При цьому слід мати на увазі також вимоги головного нормативного документа для систем водопостачання – ДБН В.2.5-74, який визначає забезпеченість мінімальних середньомісячних витрат води поверхневих джерел водопостачання. Зокрема, для міст I

категорії (кількість жителів понад 50 тис. осіб) – це 95 %, для міст II категорії (5–50 тис. жителів) – 90 %, для населених пунктів III категорії (до 5 тис. жителів) – 85 %.

Потрібно підкреслити, що зазначений нормативний документ також передбачає повне забезпечення нижче місця забору гарантованої витрати води, потрібної щосезону року для задоволення потреб розміщених нижче споживачів і для забезпечення санітарних вимог із охорони джерел водопостачання.

Власне визначення екологічних лімітуючих витрат води для річок наразі не виконується за єдиною методикою. Як зазначає М.В. Цепенда, «Методичні підходи до оцінки санітарних витрат напрочуд різноманітні, як і термінологія, що передбачає такі назви, як екологічно-необхідні, обов'язково мінімально необхідні, допустимі, непорушні, екологічно достатні, залишкові тощо» [34]. Деяку невідповідність існуючих методик відзначає й В.С. Холоденко [33]. Оскільки тут завданням не є виокремлення якоїсь певної методики, то за орієнтир взята рекомендована державним нормативним документом ДКЗ «Інструкція із застосування Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр до родовищ питних і технічних підземних вод» [40; 41]. Цей документ передбачає для оцінки запасів підземних вод, що забезпечуються поверхневими водами, слід застосовувати диференційовану ймовірність перевищення середньорічних, середньомісячних або середньодобових витрат (рівнів) води поверхневих водотоків залежно від категорії системи водопостачання щодо надійності подачі відповідно до ДБН В.2.5-74.

Крім того, для оцінки водних ресурсів ці норми передбачають врахування витратного режиму, водогосподарського балансу по джерелу водопостачання із прогнозом на 15–20 років, стійкість ложа або берегів і багатьох інших факторів.

Водночас стандартні розрахунки витрат води на потреби населених пунктів призначені для діб та годин максимального використання питної води, що трапляється достатньо нечасто й переважно в літні місяці, особливо спекотних років. Отже, потрібно розраховувати максимальні витрати води споживачами за умови меженного режиму джерела водопостачання.

Визначення розрахункових витрат вод передбачає вибір норми використання питної води населенням, підприємствами та на поливання. В містах, які знаходяться на території дослідження, основним споживачем є населення, оскільки більш-менш великих промислових об'єктів немає. Потреби малої промисловості, відповідно до норм, визначаються шляхом збільшення призначеної норми на 10 %.

Відповідно до рекомендацій чинних нормативних документів України для більшості населених пунктів Передкарпаття можна призначити середньодобову (за рік) норму водоспоживання 200 л/особу. Дана норма вибрана з урахуванням ступеня благоустрою, який характеризується наявністю водопроводу, каналізації та місцевих нагрівників для гарячої води. Такий благоустрій характерний для більшості населених пунктів краю. Для спрощення розрахунку забезпечення населення водопостачанням взято 100 %, невраховані втрати – 30 %.

На жаль, чіткі дані про величину споживання різними категоріями споживачів, навіть на окремих підприємствах водопостачання, відсутні. Пов'язано це здебільшого з тим, що мережі значно зношені, а водомірів і вузлів обліку недостатньо. Однак частка промислового сектору незначна, почасти через те, що великі підприємства, які б забезпечувалися підземними водами, нині на цій території не функціонують.

Наявне водоспоживання населених пунктів достатньо приблизне, оскільки за даними насосних станцій і кінцевих

звітів комунальних підприємств дещо різняться, що знову ж таки пов'язане зі втратами води під час транспортування.

Нагадаємо, що колишній підхід до проектування та будівництва інфільтраційних водозаборів не повністю враховував важливість впливу ресурсів мінімального стоку річок на такий тип споруд. Це спричинило серйозні проблеми (аж до закриття) на багатьох водозаборах. Ресурси мінімального стоку та вплив руслових процесів річки – в більшості випадків визначальні чинники надійної, ефективної, тривалої та безперебійної роботи водозабірних споруд інфільтраційного типу. Важливо підкреслити, що причиною неврахування гідрологічних факторів є не лише кваліфікація проектувальників і будівельників, а й дуже часто, брак первинних матеріалів, оскільки спостереження проводяться в обмеженій кількості пунктів, яких надто мало, щоб охопити увесь регіон.

Фундаментальні праці про методологію розрахунку стоку річок, зокрема мінімального, опубліковані А.М. Владіміровим. Середній та максимальний стік річок Передкарпаття вивчають багато українських науковців, зокрема В.В. Гребінь, Є.Д. Гопченко, Ю.О. Чорноморець, Б.В. Киндюк, П.М. Лютик, К.А. Лисенко, О.І. Лук'янець, М.М. Сусідко, Т.В. Соловей, М.В. Цепенда, В.Г. Явкін, А.А. Мельник. Але мінімальний стік вивчений найменше (К.А. Лисенко, М.В. Цепенда) [34].

Взаємозв'язок поверхневих і підземних вод розглядається І.Д. Багриєм, О.М. Антоновим. Серед іноземних публікацій можна відзначити Ф.М. Бочевера, В.С. Ковалевського, В.Г. Орлова та А.В. Сікана, які безпосередньо розглядають можливості комплексного використання водних ресурсів.

Бракує карт мінімального стоку. Так, останні карти за авторством Г.О. Чіппінг і К.А. Лисенко датуються 60–70-ми роками ХХ ст. Відома карта районування території за умовами

формування мінімального стоку наведена в «Ресурсах поверхностных вод СССР» (1969 р.) [21; 34].

Методика розрахунків мінімального стоку нормативно зафіксована у російському СП 33-101-2003 та методичних рекомендаціях Державного гідрологічного інституту. В Україні застосовуємо колишній СНиП 2.01.14-83, який ще не переглянутий.

Оцінюючи ресурс води для роботи фільтраційних водозаборів, важливо дослідити характеристики її мінімального стоку в річках. При цьому бажано дотримуватися достатньо чіткої методики, що задовольняє вимоги нормативних документів, може слугувати прикладом для інших регіональних розробок і бути складовою інформаційної бази системи прийняття рішень у сфері водопостачання.

Схема визначення характеристик заданої забезпеченості може бути такою:

- 1) первинний аналіз вихідної інформації;
- 2) оцінка репрезентативності існуючих рядів спостережень;
- 3) формування рядів для проведення статистичного аналізу (включаючи, за потреби, їхнє приведення, подовження);
- 4) дослідження статистичних параметрів рядів і похибок розрахункових значень гідрологічних характеристик;
- 5) оцінка однорідності вихідної інформації;
- 6) аналіз кривих забезпеченості.

На підставі одержаних даних про мінімальний стік можна розробити відповідні карти (для відповідної забезпеченості), а також здійснити первинні оцінки ресурсу прісної води.

В.В. Гребінь [12] відзначає, що на річках України спостерігаються два маловодні сезони: літньо-осінній і зимовий. Ці сезони суміжні й утворюють маловодний період року. Вчений також зауважує, що для гірської частини Українських Карпат найбільш низька межень характерна для зимового періоду, коли річки переходять виключно на підземне

живлення. Літня межень тут значно вища, оскільки на меженні витрати значний вплив мають дощі, зумовлюючи зигзагоподібний характер гідрографа стоку.

Основна вимога, що ставиться до рядів мінімального стоку, – це включення наймаловодніших періодів.

Найдовший ряд спостережень за стоком води в досліджуваному регіоні сформований по пункту р. Прут – м. Чернівці. Тут є дані про мінімальні спостережні витрати води (з перервами), починаючи від 1895 року. Їх можна використати як орієнтир для виявлення найбільш маловодних років та їхніх груп. При цьому враховуємо також пізніші публікації Водного кадастру (1965 та 1985–2010). Найменші значення витрат води спостерігають у періоди 1954–1956 рр. та 1961–1962 рр. Відповідні модулі стоку не перевищували $0,55 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$. Професор Владіміров А.М. [11] вказує, що для європейської території Радянського Союзу характерний період мінімального стоку – з 1933 по 1940 р. Для розглядуваного створу в цей період найменші модулі становили $0,75\text{--}1,15 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$. Таким чином, дана територія має свою специфіку. Це підтверджує й порівняння з даними по іншому характерному пункту спостережень: р. Дністер – м. Заліщики, де спостереження проводяться теж з 1895 року. Серед досліджуваних пунктів немає жодного екстремального значення витрати мінімального 30-денного стоку, яке б траплялося в період 30-х років. Отже, цей період взагалі непоказовий.

Інформація про первинні ряди наведена в табл. 4.1.

Таблиця 4.1

Спостереження за 30-денним мінімальним стоком

№ п/п	Пункт	Період, за який сформовані ряди, рр.
1	р. Сірет – с. Лопушна	1958–1988
2	р. Сірет – м. Сторожинець	1953–2010
3	р. Прут – смт Ворохта	1981–2010
<i>Продовження таблиці 4.1</i>		
4	р. Прут – с. Татарів	1959–2010

5	р. Прут – м. Яремче	1950–2010
6	р. Прут – м. Чернівці	1895–1911, 1920–1924, 1926–1935, 1945–2010
7	р. Кам'янка – с. Дора	1946–2010
8	р. Чорнява – с. Любківці	1985–2010
9	р. Черемош – с. Устеріки	1958–2010
10	р. Б. Черемош – с. Яблуниця	1958–2010
11	р. Ч. Черемош – смт Верховина	1958–2010
12	р. Ільця – с. Ільці	1959–2010
13	р. Путила – смт Путила	1963–2010
14	р. Лімниця – с. Осмолода	1957–2010
15	р. Лімниця – с. Перевозець	1954–2010
16	р. Чечва – с. Спас	1956–2010
17	р. Дуба – с. Дуба	1963–1982
18	р. Луква – с. Боднарів	1954–2010
19	р. Бистриця Н. – с. Черніїв	1984–2010
20	р. Бистриця Н. – с. Пасічна*	1957–2010
21	р. Бистриця С. – с. Гута*	1947–2010
22	р. Бистриця С. – м. Івано-Франківськ	1983–2010
23	р. Бистриця – с. Ямниця	1960–1988
24	р. Ворона – м. Тисмениця	1962–2010

Відповідно до наведеної таблиці обрані первинні ряди 30-денного мінімального стоку води на спостережних пунктах гідрометслужби на річках Прут, Сірет, Черемош, Бистриці Надвірнянська й Солотвинська, Лімниця та їхніх притоках. Значення мінімального стоку наведені по 2010 рік, окрім створів у с. Лопушна та с. Ямниця (по 1988 р.), с. Дуба (по 1982 р.), на яких вони були завершені. З 80-х років минулого століття ведуться спостереження в створах смт Ворохта (з 1981 р.), м. Івано-Франківськ (з 1983 р.), с. Черніїв (з 1984 р.), с. Любківці (з 1985 р.). Два створи діють з 60-х років – смт Путила та м. Тисмениця. Отже, більшість спостережень ведеться з 50-х років (м. Сторожинець, с. Татарів, м. Яремча, с. Устеріки, с. Яблуниця, смт Верховина, с. Ільці, с. Боднарів, с. Пасічна, с. Осмолода, с. Перевозець, с. Спас). Дуже близький за умовами до створу с. Перевозець на р. Лімниця створ с. Пукасівці, однак спостереження тут проводилися з 1895 по

1929 р. без перерв. Ще два пункти спостережень засновані в 40-х роках – с. Дора (1946 р.) і с. Гута (1947 р.). Найтривалішим, як уже зазначалося, є ряд витрат за створом у м. Чернівці. Тут спостереження проводяться з перервами від 1895 р. і донині. У 1912–1919, 1925, 1936–1944 роках даних про 30-денний мінімальний стік бракує. Значення по створу р. Путила в смт Путила за 1994 рік вдалося відновити через зв'язок із р. Білий Черемош (створ у с. Яблуниця). Таким чином, чотирнадцять рядів мають кількість значень понад 50. П'ять рядів налічують менше ніж 30 років. Кількість членів ряду по створу м. Чернівці – 101 (без урахування перерв спостережень).

Щоб урахувати багаторічні коливання стоку, побудовані різницеві інтегральні криві за основними рядами. Інтегральні криві відхилень річних величин стоку від його середнього значення вказані у відносних величинах – у модульних коефіцієнтах річного стоку. Вони дають наочніше розуміння циклів коливання річного стоку. Ці криві зручні також для вибору репрезентативного розрахункового періоду з довгого ряду спостережень, для оцінки положення наявного порівняно короткого ряду спостережень однієї річки щодо циклів зміни водності впродовж тривалого багаторічного періоду іншої ріки-аналога. Репрезентативним рядом спостережень за якимось елементом гідрометеорологічного режиму зветься ряд, який типово відображає закономірності зміни цього елемента за розглядааний період на даній території. Завдяки цьому інтегральні криві знайшли широке застосування в дослідженнях коливання та розрахунках річного стоку.

Аналіз різницевої інтегральних кривих по основних постах досліджуваної території показує, що основним наймаловоднішим періодом дійсно були 60–70-ті роки минулого століття.

Однак серед них можна виокремити три специфічні випадки. По-перше, мінімум за весь період спостережень по створу у

сміт Верховина припадає на кінець 90-х років (рис. 4.1). По-друге, частково відмінне значення мінімуму по створу на р. Ворона (сміт Тисмениця) (рис. 4.2). По-третє, пости, які були засновані пізніше (з 80-х років), теж мають відмінності, оскільки період спостережень у них коротший.

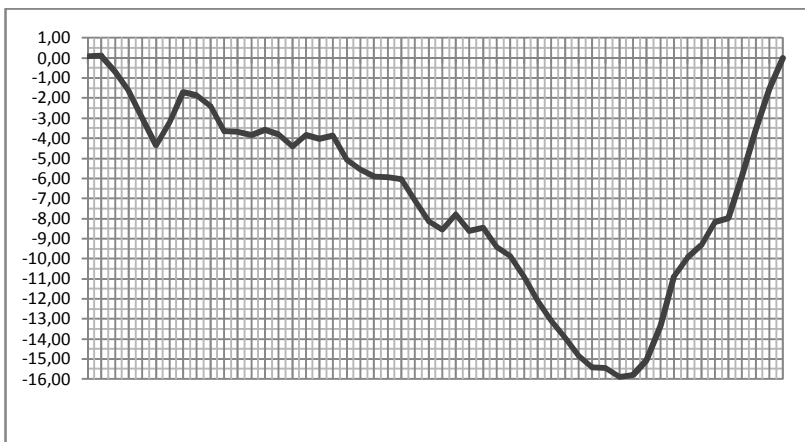


Рис. 4.1. Інтегральна різницєва крива для зимового періоду р. Ч. Черемош – сміт Верховина

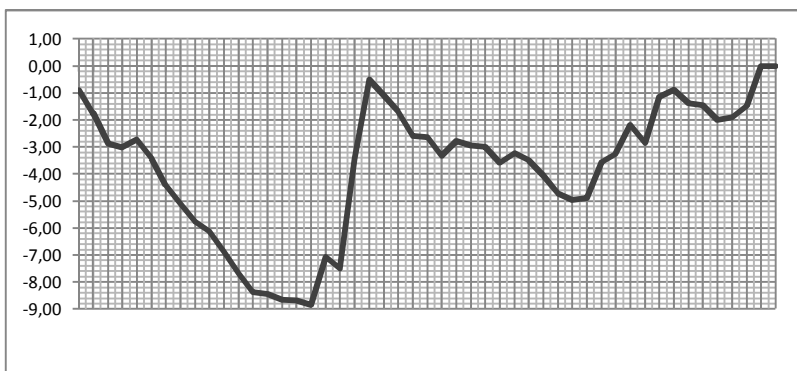


Рис. 4.2. Інтегральна різницєва крива для зимового періоду р. Ворона – м. Тисмениця

Знову ж таки зауважимо, що в періоді 90-х років теж спостерігається спад на інтегральних різницєвих кривих, що

загалом не суперечить решті, а отже, їх можна використовувати для аналізу мінімального стоку.

Як зазначає А.М. Владіміров [11], розрахунки не потребують додаткових обчислень за умови довгих (50–60 значень) гідрологічних рядів. Якщо ж ряд коротший, то потрібно застосувати метод гідрологічної аналогії, тобто цей ряд приводиться до довшого ряду відповідної річки-аналога. Річка-аналог обирається з урахуванням багатьох чинників, зокрема однотипності пунктів спостережень, близькості розміщення, однорідності умов формування стоку, кліматичних умов тощо.

Загалом, для подовження певних рядів треба дотримуватися визначеного порядку. Спочатку обирається ріка-аналог, ряд приводиться до багаторічного періоду й будуються залежності характеристик стоку. За цими залежностями й виконуються подальші розрахунки.

Оскільки серед обраних є ряди відносно короткі, а також такі, що не містять лімітного періоду (пости, що влаштовані в 80-х роках), потрібно виконати процедуру їхнього подовження.

Для цього, відповідно до викладеного алгоритму, виділяємо опорні ряди:

1. На річці Сірет єдиний пункт спостереження в межах України – м. Сторожинець (з 1953 р.) (рис. 4.3).

2. На річці Прут – м. Чернівці (з 1895 р. з перервами), м. Яремча (з 1950 р.).

3. На річці Лімниця – с. Перевозець (з 1954 р.).

Для обраних опорних рядів є дані про витрати 30-денного мінімального стоку як для зимового періоду, так і для періоду відкритого руслу.

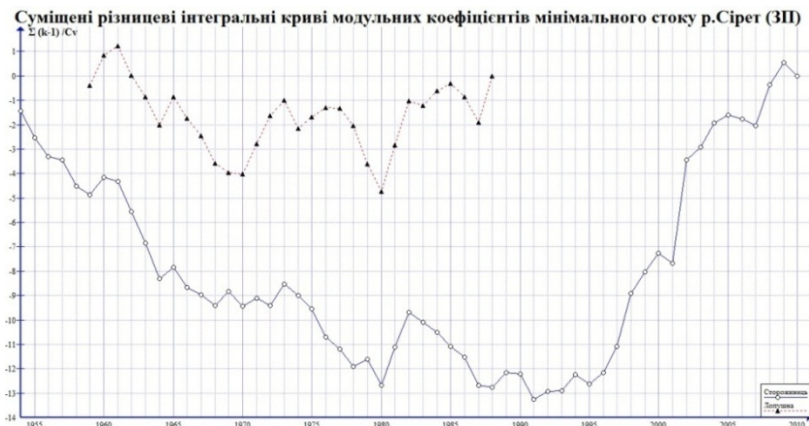


Рис. 4.3. Суміщені інтегральні криві для р. Сірет (пости м. Сторожинець та с. Лопушна)

Для детальнішої характеристики стоку річок досліджуваної території бажано використати дані за створами з відносно обмеженими періодами спостережень: по р. Сірет у с. Лопушна та по р. Бистриця у с. Ямниця. Обидва створи діяли до 1988 р. Пост у с. Ямниця до того ж замикаючий по р. Бистриця й, очевидно, повної картини без нього не буде. Тому, згідно із загальноприйнятою методикою, виконане приведення зазначених рядів до багаторічного періоду.

Нами визначено кореляційний зв'язок коротких рядів спостережень із опорними рядами модулів мінімального стоку та розраховувався коефіцієнт кореляції. Брався до уваги період спільних спостережень на обох створах. Далі за методом найменших квадратів виведено рівняння регресії та визначено коефіцієнти регресії. На основі цього подовжено до багаторічного періоду короткі ряди. Нормативне значення розрахованих коефіцієнтів кореляції становить 0,7 і більше, що цілком задовольняє вимоги [11]. Це дає змогу стверджувати правильність обраних опорних створів для рядів мінімальних 30-денних модулів стоку.

З огляду на проведені визначення, можна стверджувати, що для проведення парної кореляції, ймовірно, краще використовувати лише ті періоди, які збігаються за інтегральними різницевами кривими, тобто ті ділянки кривих, де спостережена гарна синхронізація коливань стоку в створах. Тим більше, що така думка трапляється в наукових публікаціях.

Відповідно до одержаних рядів мінімального 30-денного стоку побудовані емпіричні криві забезпеченості (рис. 4.4, рис. 4.5). У розрахунках мінімального стоку нас, в основному, цікавить нижня частина кривих забезпеченості стоку, оскільки саме значення 80 %-ної та 95 %-ної (маловодної й дуже маловодної) забезпеченості потрібні для розрахунків водозаборів тощо.

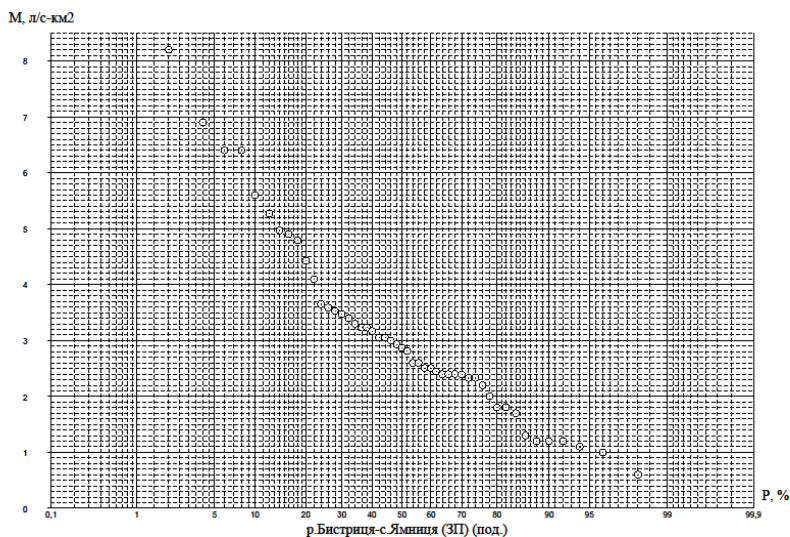


Рис. 4.4. Подовжена крива забезпеченості р. Бистриця – с. Ямниця

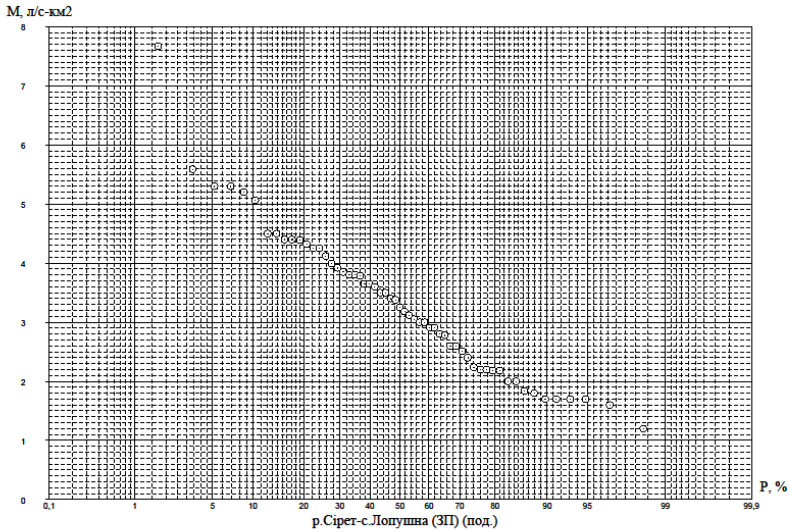


Рис. 4.5. Подовжена крива забезпеченості р. Сірет – с. Лопушна

Знову ж таки, за А.М. Владіміровим, підбір теоретичних кривих забезпеченості для лімітного періоду досить часто виконувати важко, тому для розподілу стоку можна використовувати емпіричні криві забезпеченості. Нормативні документи також радять користуватися емпіричними кривими, зокрема в тому випадку, коли в нижній частині є кілька точок, які різко відхиляються від верхніх через фізичні причини (п. 5.41 СП 33-101-2003). Тут також підкреслюється перевага графоаналітичного методу під час приведення параметрів розподілу до багаторічного періоду. Так, за вибраним рядом-аналогом, застосовуючи графоаналітичний метод, будують аналітичну криву, з якої знімають три квантілі розподілу – 5 %, 50 % та 95 %. Далі, на підставі приведених квантилів, визначають розрахункові значення гідрологічних характеристик.

Порівняння нормованих кривих забезпеченості у даному випадку важливе саме в нижній частині, яка має яскраво виражену «сходінку» на ділянці 80–95 %-ної забезпеченості стоку. Тому тут варто вдаватися до умовного згрупування точок на характерні групи – куші.

У табл. 4.3 наведені результати визначень модульних коефіцієнтів, модулів стоку відповідної забезпеченості за обраними постами.

Таблиця.4.3

Модульні коефіцієнти та модулі стоку

№ п/п	Пункт спостережень	Модульний коефіцієнт $M_i/M_{сер}$ забезпеченості, %				Модуль стоку M_i забезпеченості, %			
		Зимовий період		Період відкритого русла		Зимовий період		Період відкритого русла	
		80	95	80	95	80	95	80	95
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	р. Сірет – с. Лопушна	0,67	0,5	0,5	0,3	2,17	1,69	2,9	1,8
2	р. Сірет – м. Сторожинець	0,55	0,28	0,58	0,30	1,55	0,8	1,8	0,83
3	р. Прут – смт Ворохта	0,7	0,37	0,67	0,41	6,5	3,3	14,2	8,5
4	р. Прут – с. Татарів	0,63	0,43	0,57	0,32	2,8	1,9	4,6	2,65
5	р. Прут – м. Яремча	0,64	0,51	0,58	0,42	3,1	2,45	4,6	3,5
6	р. Прут – м. Чернівці	0,6	0,32	0,63	0,43	1,78	1,05	2,68	1,88
7	р. Чорнява – с. Любківці	0,51	0,26	0,47	0,2	1,07	0,54	0,83	0,36
8	р. Ч. Черемош – смт Верховина	0,56	0,38	0,58	0,38	3,6	2,45	6,3	3,9
9	р. Б. Черемош – с. Яблуниця	0,68	0,37	0,62	0,4	3,15	1,7	5,1	3,25
10	р. Черемош – с. Устеріки	0,68	0,5	0,67	0,49	2,43	2,6	5,8	4,1
11	р. Ільця – с. Ільці	0,68	0,38	0,61	0,43	2,87	1,6	5,4	3,9
12	р. Путила – смт Путила	0,42	0,17	0,51	0,32	1,6	0,65	2,95	1,9
13	р. Бистриця Н. – с. Пасічна	-	-	0,65	0,55	-	-	3,37	3,9
14	р. Бистриця Н. – с. Чернів	0,4	0,12	0,42	0,31	1,69	0,49	2,0	1,4

Продовження таблиці 4.3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
15	р. Бистриця С. – с. Гута	-	-	0,59	0,34	-	-	3,85	2,25
16	р. Бистриця С. – м. Івано-Франківськ	0,5	0,24	0,49	0,29	1,8	0,9	1,85	1,15
17	р. Бистриця – с. Ямниця	0,58	0,32	0,73	0,45	1,8	1,05	2,79	1,7
18	р. Ворона – м. Тисмениця	0,51	0,31	0,62	0,42	1,48	0,9	1,65	1,15
19	р. Луква – с. Боднарів	0,49	0,19	0,46	0,38	0,64	0,53	1,20	0,87
20	р. Лімниця – с. Осмолода	0,59	0,44	0,69	0,46	4,8	3,5	11,2	7,2
21	р. Лімниця – с. Перевозець	0,58	0,38	0,62	0,47	2,2	1,43	3,2	2,35
22	р. Чечва – с. Спас	0,61	0,41	0,6	0,43	3,0	1,9	4,05	2,8

За даними таблиці 4.3 побудовані карти модулів 30-денного мінімального стоку 80- та 95 %-ної забезпеченості для зимового періоду (рис. 4.6, рис. 4.7) і періоду відкритого русла.

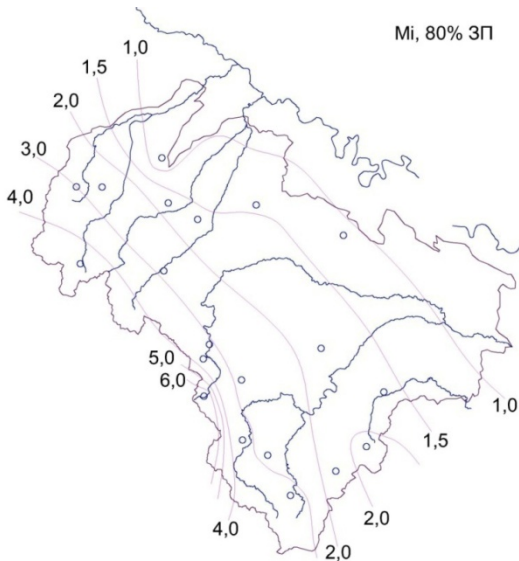


Рис. 4.6. Модулі стоку 80 %-ної забезпеченості для зимового періоду

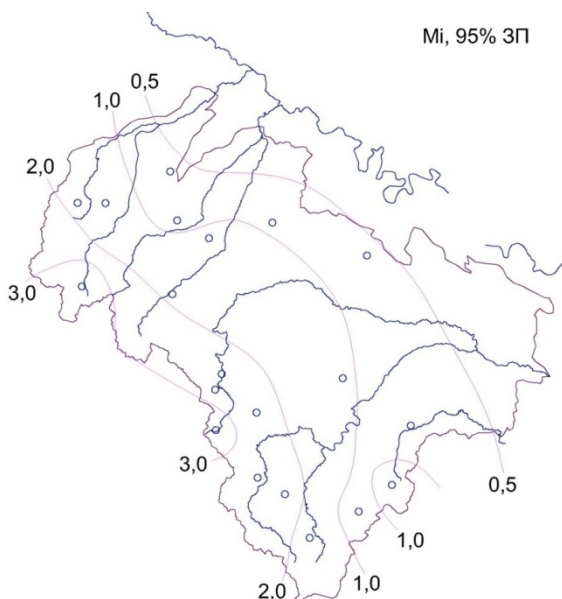


Рис. 4.7. Модулі стоку 95 %-ної забезпеченості для зимового періоду

На картах можна відзначити загальне наростання значень модулів мінімального 30-денного стоку зі збільшенням висоти. Модулі 80 %-ної забезпеченості загалом змінюються в межах $1\text{--}6 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$ у зимовому періоді та $1\text{--}14 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$ при відкритому руслі. Величина модулів 95 %-ної забезпеченості $0,5\text{--}3,0 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$ та $1\text{--}8 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$ відповідно.

Розділ 5
УРБАНІСТИЧНО-РІЧКОВА
ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННА СИСТЕМА
МІСТА ЧЕРНІВЦІ

5.1. Загальна характеристика урбаністично-річкової природно-антропогенної системи міста Чернівці

5.1.1. Особливості формування та функціонування системи водних потоків урбанізованої території

На відміну від природних ландшафтів, сукупність водних потоків урбанізованої території складається з двох паралельно функціонуючих складових – природно-антропогенної (гідрографічна мережа) і техногенної (мережі водопостачання і водовідведення). Як сукупність у цілому, так і її частини виступають складовими планетарного кругообігу води, енергетичною базою якого є сонячна енергія і сила тяжіння. Потоки водної міграції складаються з фаз носія (власне вода) і мігрантів, у тому числі техногенних [13]. Атмосферні опади постачають фазу носія природно-антропогенним потокам і формують джерела живлення систем водопостачання (підземні та поверхневі води). Рух води в системах водопостачання і водовідведення забезпечується за рахунок сонячної енергії, трансформованої в електричну, і сили тяжіння. Рушійною силою, яка надає поступального руху воді в гідрографічній мережі і в частинах систем водопостачання й водовідведення, що функціонують у самопливному режимі, є складова сили тяжіння, спрямована у напрямку похилу природного або техногенного русла.

За наявності спільних джерел руху і живлення, природно-антропогенні і техногенні водні потоки докорінно розрізняються між собою. Водний потік, що формується на поверхні суші в результаті випадання дощів або танення снігу і має площинний характер поширення (поверхнево-схиловий

стік), трансформується в межах певної площі в лінійну форму руху матерії – лінійний (русловий) стік. Застосовуючи принцип функціональної цілісності геосистем, О.В. Кадацька запропонувала розглядати річковий водозбір як геосистему, головною функцією якої є генерування односторонньо спрямованого водного потоку, що формується в результаті сукупного впливу фізико-географічних чинників [105]. Вважається, що необхідною і достатньою умовою зародження річкового басейну є наявність ділянки суходолу з нахиленою поверхнею і певна кількість атмосферних опадів, достатня для виникнення поверхневого стоку. Очевидно, що річкові басейни з'являються одночасно з утворенням руслових форм рельєфу на схилі. Природні їх обмеження – нерівності, які можуть виконувати функції вододілів.

Річкові басейни являють собою об'єкти, що сформувались в результаті сукупних проявів ендегенних і екзогенних процесів. Вони утворюються в межах певних тектонічних структур, на що ще у 50-х роках минулого століття вказав у своїх працях К.І. Геренчук [11]. Великі річкові басейни тяжіють до потужних диз'юнктивних зон, коріння яких уходить у верхню мантію. Місцеположення русел басейнів менших розмірів також тектонічно визначено. Вважається, що вони пов'язані з тектонічними порушеннями, що проникають лише у верхні горизонти земної кори. Вододільні лінії басейнів у край нестійкі лише в період активного зростання русел унаслідок регресивної ерозії або трансгресивного висування русла після відступання моря. В зрілій стадії розвитку вододіли досить стійкі, на що звернув увагу ще Р. Хортон [133].

Тектонічні та геологічні чинники визначають також структуру річкової мережі, яка показує характер з'єднання допливів з головною рікою. Розрізняються шість типів малюнків річкової мережі: дендричний, перистий, гратчастий, паралельний, радіальний і кільцевий. Малюнок річкової мережі

впливає на гідрологічні процеси, зокрема – на тривалість і форму хвиль водопілля і паводків.

Кліматичні чинники по-різному позначаються на геоморфологічних процесах у річкових басейнах різних розмірів. Особливо чутливо на них реагують малі басейни.

При усій різноманітності форм і розмірів, у річкових басейнах спостерігаються досить чіткі закономірності їх будови. Одним із перших на початку ХІХ століття на ці закономірності звернув увагу Плайфер, який відмітив, що будь-яка ріка складається з головного русла і допливів, кожний з яких має чітко визначені розміри, а в сукупності вони утворюють систему спряжених долин зі скорельованими похилами. Спираючись на уявлення Плайфера, будову річкових басейнів детально дослідив Р. Хортон. Йому вдалося довести, що існує певний зв'язок між порядком ріки і кількістю її допливів, їх довжиною, кутами нахилу поздовжнього профілю і густотою річкової мережі. Ці співвідношення в подальшому отримали назву законів Хортонна [133]. Встановлені Р. Хортоном закони відкрили широкі можливості для кількісного аналізу процесів руслоутворення в річкових басейнах. Вони довгий час знаходились у полі зору спеціалістів геоморфологів і гідрологів. У зв'язку з численними перевірками цих законів з'явився ряд пропозицій щодо вдосконалення кодування річкової мережі при виділенні порядків водотоків. Ці уточнення стосувались різних аспектів питання (А.С. Стралер, В.П. Філософов, Р. Шрив, А. Шайдеггер) [24].

Для гідрологічних досліджень більш вдалою вважається система виділення порядків водотоків Н.О. Ржаніцина, в якій пропонується враховувати і неординарноутворюючі водотоки. Порядки, згідно з Н.О. Ржаніциним, слід встановлювати на підставі змін гідрологічних характеристик річок. Річкову мережу необхідно розглядати як кінцеву ланку процесу взаємодії ендегенних та екзогенних чинників, як своєрідний інтегральний показник цього процесу [101].

На відміну від природних (природно-антропогенних) водних потоків, мережі водопостачання можуть вважатись техногенними антиріками, призначеними для транспортування води від джерел водопостачання до споживачів. Рух води в цих підсистемах відбувається в техногенних руслах – трубопроводах – від джерела водопостачання до території, на якій відбувається її розподіл. У переважній більшості випадків у системах водопостачання вода транспортується в напірному режимі, протидія силі тяжіння забезпечується роботою насосних станцій. При створенні мереж водопостачання враховують конфігурацію населеного пункту, особливості його інфраструктури, взаємне розміщення джерел водопостачання і споживачів, у тому числі потужних зосереджених, рельєф місцевості. У поздовжньому профілі трубопроводи повторюють рельєф місцевості на певній постійній глибині, яка визначається глибиною промерзання ґрунту, температурою води в трубопроводах та режимом її подачі. Отже, при створенні та функціонуванні систем подачі і розподілу води природні чинники відіграють другорядну роль. У техногенній підсистемі водних потоків урбанізованої території ці мережі виконують функцію джерел живлення.

За наявності певної аналогії, джерела живлення природно-антропогенних і техногенних водних потоків урбанізованої території також докорінно різняться між собою. Основна відмінність полягає у самому способі надходження води: в басейни природно-антропогенних потоків вода надходить природним шляхом, у техногенні потоки – штучним. Не менш важлива й різниця в кількісних показниках, характері та режимі розподілу води, її хімічному складі.

Утворення і випадання атмосферних опадів, в тому числі і на території України, є наслідком макроциркуляційних процесів, що визначають тепло- і вологообмін в атмосфері [34]. Розподіл атмосферних опадів, навіть на рівнині, має «плямистий»

характер, який не може бути поясненим лише загальноциркуляційними факторами. Важливою причиною плямистості є неоднорідність підстильної поверхні. Плямистий характер випадання атмосферних опадів спостерігається на територіях із площами від кількох квадратних метрів до тисяч квадратних кілометрів протягом різних періодів осереднення їх полів [141].

У системі водопостачання населених пунктів і промислових підприємств – елементах техногенної складової водних потоків урбанізованої території граничні межі об'ємів води, які в неї можуть бути подані, визначаються природними чинниками. Саме природні чинники визначають характеристики джерел водопостачання, які повинні забезпечувати необхідну кількість води, з урахуванням збільшення водоспоживання на перспективу, її безперебійне постачання. Потужність джерела повинна бути детермінованою вимогами щодо забезпечення екологічно достатніх рівнів води у поверхневих басейнах та граничних запасів вод у водоносних горизонтах. При проектуванні систем водопостачання населених пунктів виходять з норм господарсько-питного водоспоживання та потреб у воді промислових підприємств. Фактичні об'єми водоспоживання можуть істотно відрізнятись від проектних показників. Таким чином, кількість води, що надходить на урбанізовану територію техногенним шляхом, визначається не природними, а техніко-економічними чинниками.

Характер просторового розподілу води, яка техногенним шляхом подається на урбанізовану територію, також визначається не природними, а технічними і соціально-економічними чинниками. По території міста вода, яка подається системами водопостачання, розподіляється нерівномірно, у цілому характер розподілу визначається її функціональною структурою. Найбільші об'єми водоспоживання характерні для промислових зон, а також

районів поселенської зони з багатоповерховою забудовою. Рівномірним можна вважати розподіл води тільки в житлових районах з однотипною забудовою. В межах практично усіх міст України є райони, не обладнані централізованими системами водопостачання. На цих територіях, зайнятих, переважно, малоповерховою приватною забудовою, вода з систем водопостачання не розподіляється і, відповідно, на них не створюються мережі водовідведення. Отже, у розподілі по території населеного пункту води з мережі централізованого водопостачання також спостерігається нерівномірність, своєрідна техногенна плямистість.

Кількість атмосферних опадів на певній території змінюється в часі, що дає підстави для встановлення їх добового, річного і багаторічного ходу [141]. Вода із систем централізованого водопостачання споживачами також використовується нерівномірно. Режим господарсько-питного водопостачання протягом доби, місяця, року визначається багатьма чинниками. Серед них можуть бути виділені соціально-економічні (режим життя та трудової діяльності людини, ступінь комфортності житла тощо) та природні: кліматичні умови території в цілому, особливості кліматичних сезонів, що визначають зміни об'ємів водопостачання протягом року. Отже, у розподілі води також спостерігається добова, сезонна і річна нерівномірність, зумовлена, в основному, не природними, а соціально-економічними і технічними чинниками.

У басейни природно-антропогенних і техногенних водних потоків надходять води, які розрізняються за походженням і, відповідно, хімічним складом. Природні і природно-антропогенні водотоки живляться, переважно, водами атмосферних опадів. Донедавна вважалося, що з усіх різновидів природних вод атмосферні найменш досліджені в хімічному відношенні. Атмосферні опади за хімічним складом суттєво відрізняються від поверхневих вод. По-перше, вони мають

значно нижчу мінералізацію, а також інший характер співвідношення переважаючих іонів і вміст органічних речовин. Протягом двох минулих десятиліть хімічний склад атмосферних опадів України був достатньою мірою дослідженим [103; 104; 106; 131].

Техногенні водні потоки живляться водами, що подаються системами водопостачання, в які вони збираються з поверхневих і підземних джерел. У багатьох випадках у водопровідних мережах відбувається змішування вод, забраних із різних джерел, унаслідок чого відбуваються зміни їх хімічного складу. Вода в системах централізованого водопостачання більш мінералізована, для неї характерний хімічний склад, який визначається не тільки вмістом мінеральних та органічних субстанцій природного походження, але й наявністю хімічних речовин, які штучно додаються в воду у процесі водопідготовки. Перелік і вміст речовин визначаються складністю цих процесів і є більшими у випадку забруднення джерел водопостачання великою кількістю ксенобіотиків [41]. Усе це дає підстави вважати, що гідрохімічний фон для природно-антропогенних і техногенних водних потоків різний.

Хімічний склад вод, які природним та техногенним шляхами надходять у систему водних потоків урбанізованої території, докорінно змінюється. У першому випадку зміни хімічного складу відбуваються у зоні активного водообміну природно-антропогенних водотоків. У другому – при використанні води в технологічних процесах на промислових підприємствах та в комунально-побутовому секторі господарства. Хімічний склад атмосферних опадів змінюється ще на шляху до ґрунтового покриву. Опали, ополіскуючи повітря, збагачуються субстанціями природного й антропогенного генезису. Основні зміни хімічного складу вод атмосферних опадів відбуваються при проходженні ними, завдяки інфільтрації, зони активного водообміну. Так, П.П. Воронков, досліджуючи хімічний склад

води малих водотоків, установив, що у товщі водопроникних ґрунтів та порід хімічний склад вод атмосферних опадів при їх русі від поверхні водозбору до ґрунтових вод трансформується, і на підставі цього виділив чотири генетичні категорії вод місцевого стоку [8]. Якісний характер та кількісні особливості взаємозв'язку хімічного складу різних типів природних вод рівнинної частини України вивчені В.І. Пелешенком [89]. Використовуючи класифікацію П.П. Воронкова і результати інших досліджень, С.І. Сніжко запропонував таку вертикальну структуру гідрохімічної системи (ГХС):

- перший вертикальний рівень: зона стікання поверхнево-схилових вод. Охоплює приземний шар атмосфери з найвищим рівнем концентрації атмосферних аерозолів, тобто шар, в якому закінчується остаточне формування хімічного складу власне атмосферних опадів і починається його трансформація на поверхні ґрунтового покриву водозбору;

- другий вертикальний рівень: зона стікання атмосферних опадів мікрорівчаковою мережею. У цій зоні відбувається змішування поверхнево-схилових вод і вод, які дренуються з верхнього перезволоженого шару ґрунту (ґрунтово-поверхневий стік);

- третій вертикальний рівень: зона стікання інфільтраційних вод у руслову мережу. Ця зона має тимчасовий характер і формується лише в періоди надмірного зволоження внаслідок дренавання ерозійним урізом водоносних шарів ґрунтово-підґрунтової товщі;

- четвертий вертикальний рівень: зона стікання ґрунтових вод у водотоки. Цей рівень у генетичному аспекті характеризує останній етап трансформації хімічного складу атмосферних вод, які шляхом інфільтрації досягли зони сатурації;

- п'ятий вертикальний рівень: зона руслового стоку, де хімічний склад вод змінюється внаслідок сезонної зміни характеру вертикальної зональності системи [115].

Хільчевський В.К. пропонує поверхнево-схиліві та ґрунтово-поверхневі води, як близькі за генезисом, об'єднати однією назвою – схиліві води [18]. Встановлено, що схиліві води у найбільш чистому вигляді заповнюють руслову мережу малих водозборів у період проходження піку повені (паводку). Після проходження піку весняної повені кількість схилівих вод у русловій мережі зменшується, а підземних вод збільшується. Після повного сходу снігового покриву надходження поверхневого стоку в руслову мережу припиняється, а надходження підземних вод досягає максимуму. Стійке збільшення мінералізації води свідчить про переважання у русловій мережі вод ґрунтового походження. На водозбірних басейнах урбанізованої території в руслову мережу із зони активного водообміну надходить, окрім природних, значна кількість хімічних речовин антропогенного походження.

Трансформація хімічного складу води, що подається системою централізованого водопостачання, відбувається у процесі використання, при якому деяка її частина втрачається. Незворотні втрати води для різних галузей господарства оцінюються в 5–75 % [59]. У процесі використання вода, тобто фаза носія, насичується техногенними домішками, внаслідок чого утворюються стічні води. Хімічний склад стічних вод надзвичайно різноманітний і визначається характером використання води. Загальноприйнятої класифікації стічних вод, наразі, не існує, проте за такими ознаками, як вміст домішок переважаючого типу, ступінь мінералізації, стадія технологічного процесу тощо, вони можуть бути віднесені до відповідних груп [59]. У межах практично всіх міст наявні такі категорії стічних вод: комунально-побутові, виробничі та атмосферні, з яких формуються техногенні водні потоки.

Функціонування такого елемента техногенної підсистеми водних потоків урбанізованої території, як мережі водовідведення, більшою мірою, ніж мережі водопостачання,

залежить від природних чинників. Насамперед це стосується сил, які викликають рух води в цих системах. При прокладанні мереж каналізації намагаються забезпечити самопливний режим водовідведення з максимально можливої площі території, що реалізується лише при детальному врахуванні особливостей рельєфу. Найпростіше ця мета може бути досягнута в межах окремих басейнів каналізування які, як правило, збігаються з межами басейнів водотоків, що дрениують територію міста. Складності, зазвичай, виникають на наступному етапі – при транспортуванні потоків стічних вод на очисні споруди згідно з обраною системою каналізації. Найпростіша в цьому плані радіальна схема каналізаційної мережі, при якій стічні води відводяться з території децентралізовано. При такій схемі очищення стічних вод повинно здійснюватись на кількох очисних спорудах. Така схема, здебільшого, застосовується при каналізуванні великих міст зі складним рельєфом. Зазвичай усі потоки стічних вод намагаються відвести на єдині комунальні очисні споруди, що не завжди може бути забезпечене при самопливному режимі їх руху. Часто буває необхідно не тільки подати потік стічних вод на більш високу гіпсометричну відмітку в межах певного басейну каналізування, але й перемістити його в інший, перетинаючи лінію вододілу. Цей процес може здійснюватися двома шляхами: перекачуванням стічних вод у напірному режимі або відведенням їх по колекторах глибокого закладення самопливно. Обидва технічні рішення вимагають значних капітальних та експлуатаційних витрат. Таким чином, у техногенних водних потоках досить часто відбувається процес передачі значних об'ємів стічних вод з одного басейну каналізування в інші, чого практично ніколи не спостерігається в природних і природно-техногенних водотоках. Винятком із цього правила є явище річкового перехоплення [24]. У природних умовах деколи має місце переливання через найбільш понижену відмітку вододілу вод

однієї річки в сусідню внаслідок підвищення рівнів води в першій. Таке підвищення може бути викликане відкладенням у руслі наносів або утворенням греблі внаслідок зсуву, висування конусу виносу й т. ін. Техногенним аналогом цього природного процесу є переливання (виливання) певних об'ємів стічних вод із каналізаційних колекторів при їх переповненні. Разом із постійним скиданням стічних вод, їх переливання в природно-антропогенні водотоки є основними чинниками неавтономності цих двох підсистем водних потоків урбанізованої території.

Певною мірою каналізаційну мережу населеного пункту можна вважати підземним техногенним аналогом річкової мережі його території. Спільною основою створення першої і формування другої є рельєф місцевості. Схеми каналізаційних мереж населених пунктів розробляються на основі генерального плану з урахуванням рельєфу, ґрунтових умов, розташування водних об'єктів. Елементами схеми каналізації населеного пункту є внутрішнє каналізаційне обладнання будинків і споруд, дворові та вуличні мережі, колектори, каналізаційні насосні станції, напірні трубопроводи, очисні споруди та випуски стічних вод у водоприймачі. Деякі елементи каналізаційних мереж (зокрема, дворові та вуличні мережі), колектори можуть слугувати техногенними аналогами елементів річкової мережі різних порядків, інші не мають природних аналогів. Так, каналізаційні насосні станції і напірні колектори призначені для переміщення стічних вод у напрямку, протилежному дії сили тяжіння, чого у природних умовах не може бути. Важливим елементом каналізаційної мережі населеного пункту є очисні споруди, призначення яких – очистка стічних вод перед скиданням їх у водоприймач. Прямих природних аналогів таких елементів у природно-антропогенних водотоках не існує, хоча і в них можуть бути виділені ділянки, які частково виконують подібні функції.

Існують і певні спільні риси й відмінності у самому характері руху води в природно-антропогенних і техногенних водотоках. Безнапірний рух води в річкових руслах і відкритих каналах. Тиск на поверхні такого потоку дорівнює атмосферному на рівні вільної поверхні. Такий самий і рух стічних вод у трубах системи каналізації, коли частина перерізу залишається незаповненою водою та сполучається з атмосферою. У водопровідних мережах і частині мереж водовідведення рух води напірний, при якому поперечний переріз каналу з усіх боків обмежений твердими стінками, а тиск у будь-якій точці потоку відрізняється від атмосферного.

Гідравлічні елементи природних водотоків (швидкість, глибина, площа поперечного перетину, похил водної поверхні) формуються у певній фізико-географічній обстановці під впливом гідрометеорологічних процесів, що відбуваються у межах басейну. Натомість при проектуванні мереж водопостачання і водовідведення виконуються їх гідравлічні розрахунки з метою забезпечення умов подачі або відведення розрахункових витрат води.

Природно-антропогенні і техногенні водні потоки урбанізованої території мають різні джерела живлення, які дещо різняться від джерел живлення природних водотоків. Річки міст, окрім природних, мають техногенні джерела живлення, серед яких основні – скиди стічних вод каналізаційних систем. У свою чергу, джерелами живлення систем водовідведення є трансформовані (якісно і кількісно) води, які подаються системами водопостачання. Одна з принципових відмінностей джерел живлення цих двох типів водотоків – те, що живлення річок відбувається в межах їх басейнів і формується, в основному, під впливом фізико-географічних чинників. Мережі водопостачання і, відповідно, водовідведення можуть житись водами з інших басейнів, вплив фізико-географічних чинників на подачу води в ці системи має опосередкований характер.

Другою з відмінностей є те, що мережі водовідведення практично не мають постійного підземного живлення в межах басейнів каналізування, якщо не вважати таким незначні об'єми дренажних вод, що дає підстави кваліфікувати їх з позицій класичної гідрології як тимчасові техногенні водотоки.

Для річок дуже характерний зв'язок між фізико-географічними процесами, що відбуваються в межах їх басейнів, і гідрологічним режимом. При усій різноманітності індивідуальних особливостей річок гідрологічному режиму їх певним групам притаманні деякі загальні риси, які визначаються, головню, кліматичними умовами, що закономірно змінюються по території. Найвність загальних рис у режимі річок, які знаходяться в досить однорідних фізико-географічних умовах, дозволяє класифікувати їх за певними ознаками. Найбільш рання кліматична класифікація рік О.І. Воєйкова. До загальних класифікацій рік СРСР (включаючи світові класифікації О.І. Воєйкова, 1884, А.М. Краснова, 1910, Л.С. Берга, 1932, М.І. Львовича, 1945 і С.В. Калесніка, 1947), можна віднести класифікації В.М. Родевича (1931), А.В. Огієвського (1936), М.І. Львовича (1938), Б.Д. Зайкова (1946), Д.Л. Соколовського (1946, 1952), П.С. Кузіна (1966) [40].

Гідрологічний режим річок урбанізованих територій змінюється під антропогенним впливом, проте його основні риси формуються природними чинниками. Певною мірою термін «водний режим», під яким прийнято розуміти часові зміни рівнів і об'ємів води у природних водотоках і водоймах [137], може бути застосованим і для характеристики змін об'ємів води в техногенних водотоках. Їм також притаманні зміни водності у часі, проте детерміновані, в основному, не природними, а соціально-економічними чинниками. Кліматичні умови теж впливають на зміни водності техногенних водотоків, що викликає сезонні зміни об'ємів використання води, у тому числі і промисловими підприємствами, що мають сезонний режим роботи.

Різниця між природними (природно-антропогенними) і техногенними водними потоками полягає й у видах роботи, яку вони виконують. Робота, виконувана потоком, є результатом витрачання потенційної енергії, яке відбувається при переміщенні маси води з більш високого на більш низький гіпсометричний рівень. Переважаюча частка цієї енергії витрачається на подолання внутрішнього опору води, зумовленого її турбулентним перемішуванням. Менша частка енергії руслового потоку витрачається на денудацію, яка включає процеси ерозії, транспортування та акумуляції наносів [45]. У техногенних водних потоках (мережах водовідведення) ця частка енергії практично повністю витрачається на транспортування забруднень. Така різниця у балансі витрат енергії пояснюється, по-перше, тим, що техногенні водотоки не мають природних водозбірних басейнів і, по-друге, протікають нерозмивними руслами (канали і трубопроводи з твердими стінками) з похилами, що забезпечують транспортування розрахункових об'ємів наносів. При дослідженні стоку наносів струмків і річок прийнято виділяти зовнішні і внутрішні джерела живлення потоків наносами. Джерелами зовнішнього живлення природного потоку наносами є схили його водозбірного басейну і долини. Внутрішнє джерело – алювій, що раніше відклався в руслі і на заплаві, а також первинні продукти руйнування материнських порід та ґрунтів у місцях контакту з ними потоків [123]. На відміну від природних (природно-антропогенних), техногенні потоки не мають внутрішніх джерел живлення наносами. Певним винятком є частинки стінок штучних каналів, які надходять у потік при їх руйнуванні, у тому числі й унаслідок корозії. Це пояснюється тим, що гальмівна дія русел, на відміну від об'ємної рушійної сили, впливає на потік тільки по змоченому периметру. У зв'язку з цим, її дія впливає на частину потоку, яка розміщена ближче до гальмівних поверхонь [45]. Процеси водної ерозії на

схилах річкового басейну, стоку наносів, формування заплави і русла річок, утворюють єдиний ерозійно-аккумулятивний комплекс. Для нього характерний певний розподіл функцій між різними частинами річкової системи. Так, верхів'я річок і взагалі вся первинна гідрографічна мережа постачають твердий матеріал у річкові системи. Середні й великі річки забезпечують транспортування наносів, а гирлові частини і дельти є головними зонами їх акумуляції [123]. Взаємодія процесів ерозійно-аккумулятивного комплексу має характер прямого і зворотного зв'язку. Регулювання в цій системі відбувається через поздовжній похил русел водотоків, який змінюється відповідно до змін положення базису ерозії. Окремі елементи мереж водовідведення також виконують різні функції у процесі транспортування нерозчинної частини потоку стічних вод, проте саморегулювання в них відсутнє, оскільки положення штучного базису ерозії незмінне.

Ерозійна діяльність річок, наслідком якої є формування річкових долин, має подвійну спрямованість. З одного боку, річковий потік розмиває дно русла, що призводить до поступового його врзання в породи ложа із формуванням вузької річкової долини. Цей процес отримав назву глибинної ерозії. З іншого – річковий потік розмиває береги, поступово формуючи річкову долину, що утворилась під дією глибинної ерозії. Ці процеси називаються бічною ерозією. На різних стадіях розвитку ерозійних долин співвідношення між глибинною і бічною ерозією змінюється, тим самим змінюється і форма долини. Хоча процеси глибинної і бічної ерозії взаємопов'язані, вважається, що внаслідок переважаючого впливу глибинної ерозії виробляється поздовжній профіль долини, бічна ерозія розробляє її поперечний профіль [102; 140].

Природним водотокам притаманні руслові процеси, сутність яких полягає в утворенні русла, змінах його форм і розмірів. Формування русла є саморегульовальним процесом, причому

регулювання здійснюється через транспортуючу здатність потоку, що визначається як параметрами самого потоку, так і параметрами наносів, які він переносить [33].

Техногенні водні потоки, які протікають штучними руслами з твердими стінками і постійними нахилами, не виробляють долин і не формують русла. Разом з тим слід відмітити, що і для них характерні деякі геоморфологічні процеси, викликані виливанням частини об'ємів води, що транспортуються мережами водопостачання і водовідведення. Тип цих процесів і форми рельєфу, що внаслідок них утворюються, залежать від того, в яких умовах відбувається витікання води з трубопроводів (каналів). Якщо вода з мереж водопостачання і водовідведення виливається на поверхню землі, особливо на схилах, формуються лінійні ерозійні форми, що є техногенними аналогами елементів гідрографічної мережі. Більш складні й небезпечні процеси спричинені витіканням води з підземних напірних і безнапірних трубопроводів. У таких умовах формуються техногенні водоносні горизонти, відбувається підтоплення території, внаслідок процесів суфозії можуть утворюватися техногенні провали й активізуватися зсуви.

Специфічною складовою техногенної частини водних потоків міста є система централізованого теплопостачання.

До складу обох мереж водних потоків урбанізованої території входять водойми. Подібно водотокам, вони можуть бути поділені на природно-антропогенні й техногенні. Природно-антропогенні водойми урбанізованої території (озера і ставки), зазвичай, створюються і використовуються як об'єкти рекреації, водночас будучи приймачами поверхневого стоку, в тому числі й з дорожніх покриттів, аварійних скидів елементів каналізаційних мереж, виконують стокорегулюючу функцію. Функції техногенних водойм визначаються їх належністю до певного елемента підсистеми техногенних водотоків. Так, до складу мереж водопостачання входять резервуари чистої води

(РЧВ), ставки-охолоджувачі водооборотних систем (ВОС). У мережах водовідведення техногенні водойми використовуються, в основному, у складі споруд для очистки стічних вод. Це відстійники, аеротенки, біологічні ставки, в яких імітуються природні процеси седиментації твердої фази стічних вод і деструкції органічної речовини.

Як у природно-антропогенних, так і в техногенних водних потоках формуються гідробіоценози, які докорінно розрізняються за видовим складом і густиною організмів. Якісний та кількісний склад гідробіонтів, що населяють річкові потоки, визначаються природними чинниками та ступенем забрудненості води. У свою чергу, життєдіяльність гідробіонтів суттєво впливає на якість води. Своєрідні гідробіоценози формуються у спорудах та трубопроводах систем водопостачання. Ріст, розвиток та розмноження в них мікро- та макроскопічних організмів визначаються такими чинниками, як вміст мінеральних і органічних речовин, температурні умови, ступінь освітленості, швидкість руху води тощо. Процеси життєдіяльності і розпаду живих організмів у водопровідних спорудах призводять до їх механічних порушень, погіршення показників якості води.

Біологічне населення стічних вод представлене бактеріями, яйцями гельмінтів і грибами. Внаслідок деструкції органічної речовини при аеробних і анаеробних мікробіологічних процесах відбувається очищення стічних вод. Особливо інтенсивно біологічне очищення проходить на спорудах зі штучною аерацією, біотопи яких мають значну густину мікроорганізмів, а отже, високу адсорбційну здатність.

Окреме місце в підсистемі техногенних водних потоків займають елементи, виникнення і функціонування яких не пов'язане з мережами водопостачання та водовідведення. До цієї категорії можуть бути віднесені техногенні об'єкти, експлуатація яких спричиняє інтенсивне надходження забруднюючих

субстанцій у підземні води та природно-антропогенні водотоки, що дрениують їх території. Такими об'єктами в межах міст є полігони для захоронення твердих побутових відходів (ТПВ) і неорганізовані сміттєзвалища, вигрібні ями.

5.1.2. Структурно-функціональна організація системи водних потоків урбанізованої території

У теперішній час традиційні об'єкти географічних досліджень дедалі частіше розглядаються з точки зору загальної теорії систем. З позицій системного підходу аналізуються питання функціонування, саморегулювання, стійкості природних систем. На думку багатьох дослідників [10; 100; 115], серед природних систем існують функціонально-цілісні геосистеми, виділення яких базується на принципі динамічного спряження та функціональної цілісності, їх системоутворюючою основою є потоки речовини і енергії.

Системний аналіз – один з основних методів досліджень урбоекосистем. Міста розглядаються як відкриті системи, елементи яких зв'язані між собою та зовнішнім середовищем потоками енергії, речовини й інформації [150]. Застосовується системний аналіз і в дослідженнях гідрологічних проблем урбанізованих територій [158; 159]. При проектуванні та експлуатації споруд, призначених для водоспоживання, водовідведення, регулювання стоку виникає необхідність у математичному моделюванні як засобі дослідження певної системи. При моделюванні поверхневого, у тому числі зливого стоку з урбанізованої території, його трансформації в гідрографічній мережі, територія міста розглядається як система водних басейнів із визначеними гідрографічними й гідрологічними характеристиками [6; 161]. Водозбірні басейни урбанізованої території можуть розглядатись як складні динамічні системи, для опису поведінки яких застосовується теорія ідентифікації динамічних систем [23]. Близький до

вищезгаданого підхід використаний для моделювання стану малих басейнових геосистем урбанізованих ландшафтів. Мала урболандшафтна басейнова геосистема (МУБГ) розглядається як елемент басейнової ландшафтної територіальної структури (ЛТС), ядром якої є постійний русловий водотік із площею водозбору до 2 тис. км² із притаманним МУБГ специфічним комплексуванням в її межах різних підсистем, приурочених до адекватних їх структур (генезисних, басейнових морфологічно-позиційних, урболандшафтних, урбофункціональних тощо) [109; 110; 111]. Методи системного аналізу успішно використовуються у керуванні якістю води. Вважається, що існує багато видів систем керування якістю води, починаючи від великих складних регіональних систем для басейнів річок, підприємств з водопостачання і водовідведення, закінчуючи метантенками окремих будинків [50].

Підходи до дослідження екологічних аспектів водокористування на урбанізованих територіях можуть базуватись на понятті «водогосподарська система». У трактуванні М.М. Паламарчука (1998) міська водогосподарська система (або ВГК міста) – це міжгалузевий територіальний комплекс природних джерел водопостачання, інженерних споруд і устаткування для регулювання стоку, водопідготовки, транспортування, збереження, відтворення і використання води. Системний аналіз ВГК дає можливість вивчення таких його складових, як водопостачання і водовідведення, екологічна оптимізація та вплив на довкілля [130].

Як підсумок порівняльного аналізу її природних і техногенних елементів, пропонуємо наше бачення системи водних потоків урбанізованої території. Система водних потоків міста є тривимірною структурою, що має поширення як у горизонтальному, так і вертикальному напрямках. Територіально вона обмежується границями населеного пункту, її поверхнева структура представлена сукупністю водозбірних басейнів,

підповерхнева – басейнами каналізування. Таке уявлення про горизонтальну структуру системи визначає басейновий підхід як основний метод її дослідження. Верхньою межею системи є поверхня ґрунтового покриву. Нижня межа системи збігається з межею поширення підземних вод, які використовуються для децентралізованого водопостачання, й горизонтами, в яких прокладені мережі водопостачання та водовідведення. У цій частині системи відбувається взаємодія між підземними водами та техногенними водними потоками, що транспортуються штучними руслами.

Структурно система поділяється на дві підсистеми водних потоків: природно-антропогенних (I) та техногенних (II) (рис. 5.1). Кожна з виділених підсистем сформована рядом елементів. Склад природно-антропогенної підсистеми представлений елементами гідрографічної мережі території системи – річками (1), водоймами (ставки, озера) (2) і підземними водами зони активного водообміну (3). До складу підсистеми техногенних водних потоків входять мережі водопостачання (4), водовідведення (5) та окремі техногенні об'єкти (6). Система відкрита, її взаємодія з довкіллям та іншими системами різних ієрархічних рівнів здійснюється через входи і виходи потоками речовини і енергії. Керовані потоки електричної енергії (А), використовувана для живлення елементів мереж водопостачання та водовідведення і води (Б) з джерел, що знаходяться поза межами системи. Некеровані потоки енергії сонячного випромінювання (В), сили тяжіння (Г), вод атмосферних опадів (Д) і підземних вод (Є). Потоки речовини і енергії в компоненти системи можуть надходити як з її території, так і з інших систем, відповідно до чого можуть бути поділені на зовнішні та внутрішні. Керованим виходом із системи є потоки стічних вод (Ж), некерованим – стік вод з урбанізованої території – поверхневий, підземний (З).

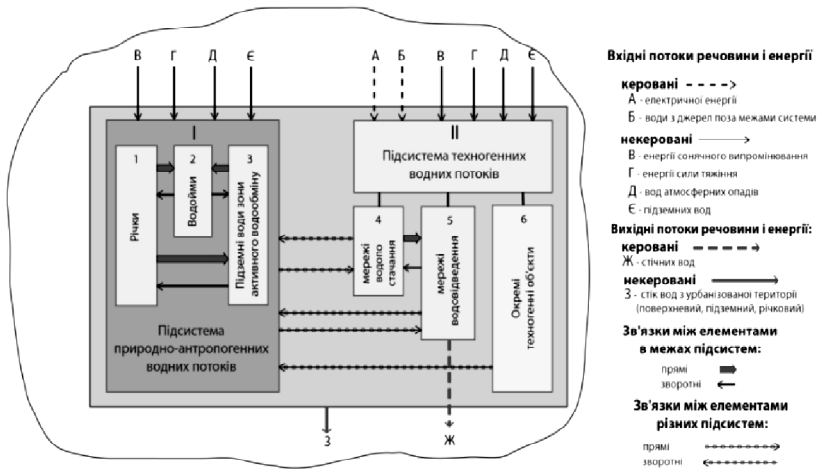


Рис. 5.1. Система водних потоків урбанізованої території

Система водних потоків урбанізованої території, горизонтальна структура якої сформована набором водозбірних басейнів, є частиною водозбірного басейну вищого ієрархічного рівня. Зіставлення площ таких систем із площами водозбірних систем суходолу показує, що переважаюча їх більшість сумірна з водозборами малих (10–5 тис. км²) і лише найбільших із них – середніх річок (5–50 тис. км²). Система водних потоків знаходиться, як правило, в межах кількох гідрогеологічних районів.

За підходами і принципами формалізації запропонована система водних потоків урбанізованої території близька, зокрема, до каскадної ландшафтної-геохімічної системи (КЛГС), запропонованої М.А. Глазовською [12; 13; 14], та гідрохімічної системи (ГХС), розробленої С.І. Сніжком [115; 116; 117; 118].

Функціонування системи водних потоків урбанізованої території як єдиного цілого забезпечується зв'язками між її компонентами. Зв'язки здійснюються шляхом обміну речовиною й енергією як між елементами підсистем, так і між

ними. За своїми напрямками зв'язки можуть бути прямими та зворотними. У свою чергу, як прямі, так і зворотні зв'язки є регульованими або нерегульованими. Так, регульовані зв'язки між мережами водопостачання та водовідведення, ними та елементами підсистеми природно-антропогенних водних потоків (річками та ставками). Нерегульовані зв'язки об'єднують елементи підсистеми природно-антропогенних водних потоків та з'єднують її з підсистемою техногенних водотоків. Прямі зв'язки між елементами підсистем природно-антропогенних та техногенних водних потоків можуть розглядатись як чинники, що безпосередньо впливають на водотоки, водойми і підземні води урбанізованої території. Елементи техногенної підсистеми, що справляють такий вплив, виступають джерелами забруднення, тобто об'єктами, що вносять у поверхневі та підземні води забруднюючі речовини, мікроорганізми і тепло.

В.І. Вишневський та В.М. Пашенко вважають, що за умов антропогенної змінності, під впливом господарських чинників, річки стають суб'єктами – передавачами антропогенного впливу [7]. Цілком поділяючи таку точку зору, пропонуємо схему розподільно-транспортної структури водних потоків урбанізованої території (рис. 5.2).

Схема, наочно демонструючи напрямки прямого впливу антропогенних чинників на річки, переконливо підтверджує доцільність дослідницького підходу до них не лише як до зміненого людиною об'єкта, але і як до носія та передавача отриманих річками змін, тобто як до суб'єкта впливу-наслідку.

Згідно із запропонованою схемою, як джерела забруднення водотоків і водойм розглядаються виробничі і житлово-комунальні підприємства, полігони для захоронення твердих побутових відходів (ТПВ) та сама урбанізована територія, представлена набором водозбірних басейнів, у межах яких формується поверхневий та підземний водний стік.

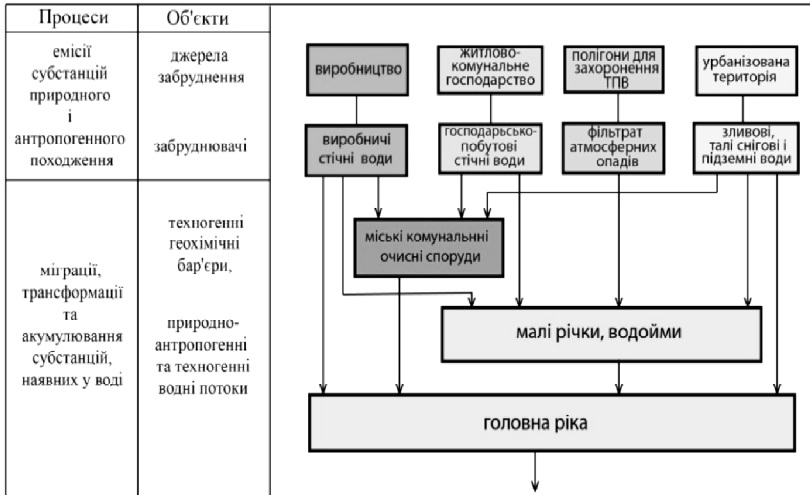


Рис. 5.2. Розподільно-транспортна структура водних потоків урбанізованої території

Джерела забруднення здійснюють емісію субстанцій природного й антропогенного походження, які прямо або опосередковано (через очисні споруди) надходять у природно-антропогенні водотоки. У них відбуваються процеси міграції, трансформації та часткової акумуляції субстанцій, що надійшли з джерел емісії, при цьому річки самі стають джерелами забруднення річок вищого порядку.

5.1.3. Природно-антропогенні водні потоки міста Чернівці

Геологічна будова території, її рельєф та зволоженість визначають особливості просторової організації гідрографічної мережі Чернівців. Територія міста поділяється на п'ять водозбірних басейнів (рис. 5.3).

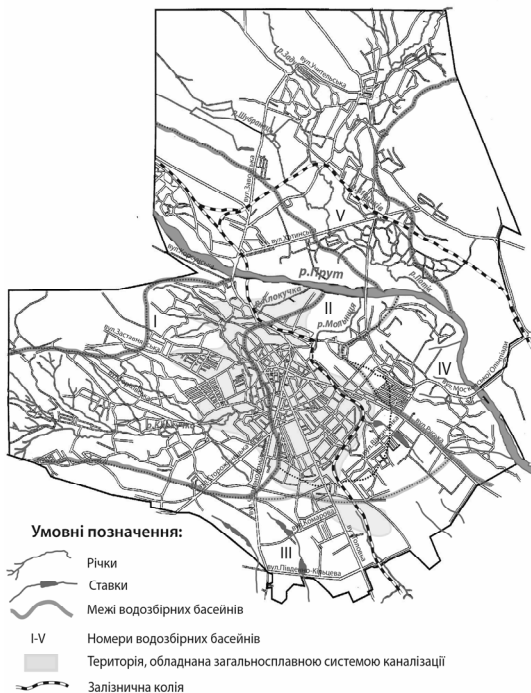


Рис. 5.3. Водозбірні басейни території м. Чернівці

Назви басейнів і їх площі наведені в табл. 5.1.

Таблиця 5.1

Водозбірні басейни території м. Чернівці

Номер	Басейн	Площа, км ²
I	р. Клокучка	18,4
II	р. Мольниця	11,7
III	р. Дерелуй (у межах міста)	8,79
IV	малих річок правого берега р. Прут	5,16
V	р. Шубранець (у межах міста)	21,3
	частини території, обладнаної загальносплавною каналізаційною системою	3,87

Практично вся лівобережна частина Чернівців, Садгирський адміністративний район, належить до басейну р. Шубранець

(Потік) – найбільшого в межах міста допливу Пруту. Більш складна будова гідрографічної мережі правобережної частини міста – територій Першотравневого і Шевченківського районів, у межах яких знаходяться чотири водозбірні басейни. Це водозбори правих допливів Пруту – річок Клокучки, Мольниці, малих річок правого схилу долини головної ріки та річки Коровія. Басейни річки Коровія і ряду малих лівобережних допливів річки Дерелуй дренують південно-західну і південно-східну частини міста.

Достатнє зволоження й особливості геологічної будови сприяли формуванню добре розвинутої річкової мережі. Основним її елементом є ділянка русла р. Прут довжиною 10,5 км, решту створюють вищезгадані допливи головної ріки з їх частинами нижчих порядків.

Унаслідок інтенсивного містобудування гідрографічна мережа Чернівців зазнала істотних змін. При цивільному і промисловому будівництві виконувалося планування поверхні, знищення мікрорельєфу, зменшення похилів. Одним із найважливіших чинників трансформації гідрографічної мережі було обладнання території міста системою зливової каналізації. Наявність зливової каналізації – сучасної техногенної гідрографічної мережі – зменшує шлях потоків, збільшує стік на міських водозборах і, відповідно, максимальні витрати води. Злизова каналізація планувалася в такий спосіб, щоби відводити потоки дощових і талих снігових вод у найближчий природний приймач – постійний або тимчасовий водотік чи водойму. Так відбувся перерозподіл частини поверхневого стоку між окремими елементарними водозбірними басейнами.

Центральна частина Чернівців (старе місто) обладнана системою загальносплавної каналізації, якою об'єднаний потік зливових і комунально-побутових стічних вод відводиться на очисні споруди (рис. 5.3), тому певна частина поверхневого

стоку водозбірних басейнів Клокучки і Мольниці не потрапляє у річкову мережу. У цілому, блокування вільних поверхонь твердими покриттями, зменшення глибини та густоти ерозійного розчленування призвели до порушення зв'язку між поверхневими та підземними водами, зниження природної енергії рельєфу і спрощення структури водозбірних басейнів.

Зазнала змін і сама річкова мережа міста. Частина русел були спрямлені, змінені берегоукріплювальними спорудами, мостовими переходами (річки Прут, Клокучка, Мольниця та Шубранець) і каналізовані (р. Шубранець). Ділянка русла Клокучки в районі залізничного вокзалу протікає по підземному колектору [78]. Прикладом докорінних змін річкової мережі у центральній частині міста є засипка і перепланування русла лівого притоку р. Мольниці в районі парку ім. Т. Шевченка, вулиць Головної – Герцена – Руданського – Тельмана. Відомо, що ця мала річка протікала територією Народного саду (Фольксгартен) і використовувалась як джерело постачання води для курсалону (купальні) [31]. У даний час збереглись лише окремі фрагменти її русла.

Дослідження гідрологічного і гідрохімічного режимів малих річок викликало необхідність оцінки рівня антропогенного навантаження на їх басейни.

Згідно із сучасними методиками, рівень антропогенного навантаження оцінюється за чотирма блоками моделі «Басейн малої річки»: радіоактивне забруднення, використання земельних ресурсів, використання річкового стоку, якість вод. Такий підхід дає змогу кількісної та якісної оцінки стану екосистеми водозбірного басейну малої річки, оперативного порівняння фактичного рівня антропогенного навантаження з нормативним, прогнозування тенденцій його змін у часі та оцінки ефективності водоохоронних заходів. Проте за цією методикою урбанізованість басейну, під якою розуміється частка сумарної площі населених пунктів, промисловості,

транспорту, зв'язку в його загальній площі, оцінюється лише як один із показників стану використання земельних ресурсів. За критеріальним значенням показника урбанізованості (13–100 %) стан використання земельних ресурсів басейнів малих річок Чернівців, у цілому, оцінюється як незадовільний.

Особливістю досліджуваних річок, окрім високого ступеня урбанізованості, є значна диференціація рівня антропогенного навантаження в межах басейнів. Нижчий він у верхніх, природно-антропогенних частинах, де формуються основні риси гідрологічного і гідрохімічного режимів, вищим – у середніх і нижніх, техногенних частинах басейнів, де відбуваються їх антропогенні зміни. Оскільки застосування вищезгаданої методики в умовах високої урбанізованості басейнів некоректне, розроблена методика якісної оцінки рівня антропогенного навантаження на басейни малих річок міста [69].

В залежності від характеру і співвідношення природних та антропогенних елементів, тобто ступеня перетвореності природно-територіальних комплексів басейнів річок, в їх межах були виділені природно-антропогенні й техногенні частини. Антропогенно змінені природні комплекси виконують певну господарську функцію, що дає змогу виділення окремих ландшафтно-функціональних комплексів (ЛФК). Особливості ЛФК басейнів відображають співвідношення між первинною ландшафтною структурою і її сучасним господарським використанням, характеризуючи загальні умови формування і антропогенних змін гідрологічного і гідрохімічного режимів малих річок урбанізованої території. Особливості ЛФК басейнів малих річок встановлені за картосхемою ландшафтно-функціональних комплексів міста Чернівці М 1 : 10 000 (В.М. Гуцуляк, 1995).

Крім аналізу загальних умов формування та змін гідрологічного і гідрохімічного режимів, рівень антропогенного навантаження на природно-антропогенні й техногенні частини

басейнів оцінювався за групою чинників, які прямо або опосередковано впливали на надходження в річки хімічних речовин техногенного походження. Як такі використані: значення середньозважених по площах з певним типом поверхні коефіцієнтів стоку, наявність неорганізованих сміттєзвалищ, вигрібних ям, мереж водопостачання і водовідведення, скидів стічних вод, їх частки в об'ємі меженного стоку, характер використання протижеледних засобів. Для частин басейнів встановлювалась наявність або відсутність впливу певного чинника. Відповідно їх спільному впливу були виділені три рівні антропогенного навантаження: низький (Н), середній (С) і високий (В).

За результатами оцінки встановлено, що природно-антропогенні (верхні) частини басейнів річок Клокучка і Шубранець характеризувались низькими (Н) рівнями антропогенного навантаження. Помітно вищі, які можуть бути оцінені як середні (С), рівні антропогенного навантаження на техногенні частини басейнів річок Мольниця (верхню) і Шубранець (середню і пригирлову). Як високі (В) можна охарактеризувати рівні антропогенного навантаження на техногенні (середні і пригирлові) частини басейнів річок Клокучка і Мольниця.

5.1.4. Техногенні водні потоки міста Чернівці

5.1.4.1. Водозабірна та водорозподільча мережі міста Чернівці

За археологічними даними Чернівці виникли в 2-й половині XII століття. Перша згадка датована 1408 роком, де місто виступає митною станцією [31]. У розвитку водопостачання Чернівців можна виділити такі основні періоди:

Перший період (1408–1774). У даний період місто знаходилось під Молдавською та Турецькою владою (1408–1769) та короткочасно під Російською (1769–1774).

Поселення в 1762 р. нараховувало приблизно 200 будинків і було розташоване на пагорбі, який знаходився біля ріки. В основному міське населення займалось сільським господарством. Оскільки підземні води в Чернівцях залягали на відносно великій глибині, жителі не копали криниць, а використовували як питну воду джерела, річки, струмки, рівчаки. Тобто водопостачання було нецентралізованим (рис. 5.4).

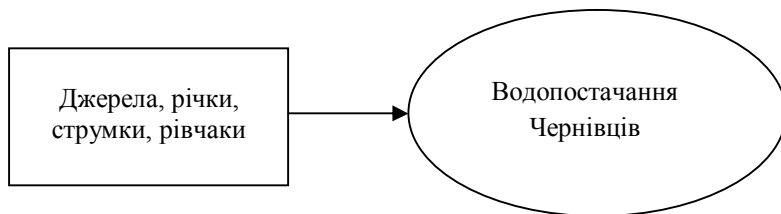


Рис. 5.4. Водопостачання міста Чернівці в 1762 р.

Другий період (1774–1918). У даний період Чернівці знаходилися під австрійською (1774–1867) та австро-угорською владою (1867–1918). Розгляд межового плану Пітецеллі 1797 р. показує, що в той час місто перетинало кілька струмків і ровів, які нині частково зникли. Але, незважаючи на це, у місті була велика нестача води, позаяк у літній час природні джерела висихали, а вода із річки Прут, яка доставлялась водоносіями та бочками, була дуже дорога. Тому розпочали спорудження криниць, і до 1786 р. у Чернівцях було викопано майже 30 криниць (рис. 5.5). Місто на той час було невеликого розміру. Середмістя розташовувалось приблизно між церквою Параскеви і Фонтанною площею, старою синагогою і Турецькою криницею.

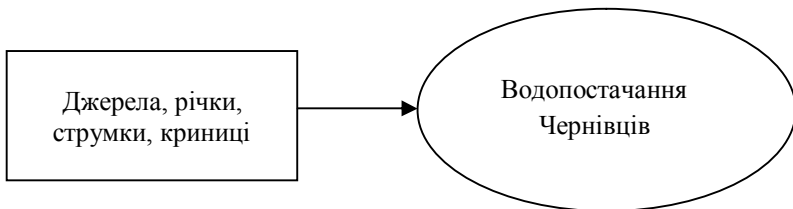


Рис. 5.5. Водопостачання міста Чернівці в 1786 р.

Турецька криниця – найстаріша в Чернівцях. Називали її по-різному. 1787 р. вона згадується в документах як «Князівська», певно, тому, що поряд знаходилась «князівська» церква, збудована 1715 р. на гроші молдавського господаря. 1793 року криницю впорядкували. Біля неї виставлялась сторожа, яка стежила за тим, аби чернівчани брали воду лише для пиття і приготування їжі. З 1797 р. за нею закріпилась назва Турецької криниці, очевидно, через те, що вона була викопана ще в часи османського панування.

Враховуючи те, що кювети центральної вулиці були забиті гноєм, а інші вулиці і двори були схожі на гноєсховища, криниці мали забруднену воду, що приводило до спалаху інфекційних захворювань. Проте і за цими криницями не було належного догляду і через це вони завалювалися. З 1850 р. питання водозабезпечення знову почало активно обговорюватись у магістраті. Спочатку пробували йти шляхом копання додаткових криниць, але у зв'язку з посушливими роками в багатьох із них вода щезла і доводилось знову звертатись до діжок на кінській тязі. Тому забезпечення міста водою, зважаючи на часті пожежі та значне розширення населення (1805 р. – 6000, 1836 р. – 11800, 1880 р. – 45600), було однією з основних проблем нарад міського управління. У 1865 р. розроблялися плани по спорудженню водопроводів з Черемошу, Пруту і навіть Сірету. В 1880 р. прийнято рішення про отримання води для міста з низин річки Прут. Це зумовлено

результатами досліджень проб води з експериментальної криниці в Рогізні у лабораторіях Відня і хімічній лабораторії Чернівецького університету.

Будівництво водозабору велось австрійською фірмою «Румпель УНД Ніколас» з 1889 по 1895 рр. 2 листопада 1895 р. станцію здано в експлуатацію з водозаборами «Ленківці-1» та «Рогізна». Для водопостачання міста проклали близько 20 км водопровідних мереж головного водогону \varnothing 300 мм від насосної станції до головного резервуара місткістю 2000 м³ (теперішній район вулиці О. Щербанюка).

Надалі більшість приватних і громадських криниць зникли, як і водовози з бочками і водоноси. Хоча водопровід недостатньо задовольняв нестачу води, але ця подія слугувала початком розвитку централізованого водопостачання в м. Чернівці. Невдовзі було збудовано каналізаційну мережу (рис. 5.6).

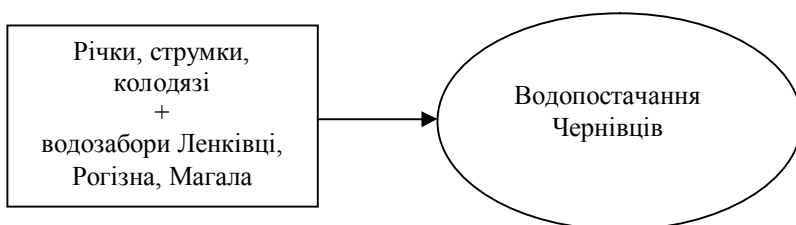


Рис. 5.6. Водопостачання міста Чернівці в 1895 р.

Третій період (1918–1940). У даний період місто знаходилось під владою Румунії, яка не внесла особливих змін у систему водопостачання міста Чернівці.

Четвертий період (1940–1991). Упродовж нього Буковина була воз'єднана з УРСР. У 1940 році було засноване підприємство «Водоканал», яке фактично почало працювати після німецької окупації. На той час у розпорядженні підприємства «Водоканал» були три водонасосні станції,

збудовані 1895 р. («Ленківці», «Рогізна» і «Магала»), резервуар, водопровідні та каналізаційні майстерні.

У 1950 р. розширено водомірне господарство з 500 шт. до 1000 одиниць. У зв'язку з цим для обслуговування та ремонту збільшено кількість робітників на 8 осіб. Пропускні спроможності водоканалу станом на 1950 рік були такі (табл. 5.2).

Таблиця 5.2

Основні дані роботи водоканалу за 1950 рік

Встановлена потужність	21,0 тис. м ³
Подача води у мережу (за рік)	5640,0 тис. м ³
Втрата води (за рік)	525,0 тис. м ³
Корисний відпуск води	5115,0 тис. м ³
Проценти втрати	9,3 %

У 1953 р. прокладено другу резервну нитку головного водогону Ø 250 мм по мосту через річку Прут від насосної станції «Рогізна». До 1953 року на станції Рогізна роботи зі збільшення водозабору не відбувалися. Через збільшення населення міста, кількості води, яку подавала станція, було недостатньо. Частина міста отримувала воду зі станції «Рогізна» за графіком, в середньому 4–5 годин на добу.

На 1953 рік новий сифон давав 3000–3500 м³/добу. 1954 та 1955 рр. охарактеризувався в історії водопостачання міста підключенням до водопровідної мережі багатьох об'єктів (музична школа на перетині вулиць Вінницької та Кармелюка, хлібокомбінат, трикотажна фабрика, будинок прикордонних військ та ін.).

Станом на 1957 рік галузь водопостачання мала такі характеристики (табл. 5.3).

У листопаді 1958 р. затверджено кошторис на прокладання двох ниток Ø 300 мм з підключенням їх до напірного водопроводу Ø 425 мм насосної станції «Магала». Для

поліпшення водозабезпечення населення і промисловості в 1958 р. освоєний верхній острів на річці Прут. Там пробурено нові свердловини, введення в експлуатацію яких дало можливість збільшити подачу води в місто до 3,5–4,0 тис. м³ і довести середньодобову подачу води до 24,5–25,0 тис. м³.

Таблиця 5.3

Характеристики галузі водопостачання станом на 1957 р.

Пропускна здатність (м ³ /добу)	27000
Загальна довжина водоводу (км)	19,1
Кількість всіх уведень за кількістю відведень від мережі	4633
Корисний відпуск води (м ³)	8391,1
Витрата хлору (т)	9,0

Отже, отримано нові можливості для постачання міста водою. В 1960 р. подача води складала 9900,0 м³, подача води населенню – 9070,0 м³. Це збільшення відбулося за рахунок капітального будівництва сифонного водопроводу на прутському острові (ВНС «Берегова»). Крім цього, дуже швидко розвивалася водопровідна мережа міста, яка на 1960 р. складала 79,1 км.

У 70-х роках прийняте кардинальне рішення щодо забезпечення міста водою. Основним джерелом водопостачання визнано річку Дністер, одну з найчистіших із великих річок Європи на той час. Для цього у 80-х роках, щоб забезпечити населення та підприємства водою, споруджено Дністровський водогін. Перший трубопровід побудовано 1980 року, а другий – 1982 року загальною довжиною 44 км. Розрахункова подача води 96000 м³/добу, фактична 80–85000 м³/добу, на 2011 р. подача води складала 50000 м³/добу.

П'ятий період (1991–2010). Відбувається становлення України як незалежної держави, а разом із цим розвиваються підприємства «Водоканалу», вдосконалюється нецентралізоване водопостачання:

- закінчено будівництво другої нитки водогону «Дністер – Чернівці» від н/с «Вікно» до н/с 3-го підйому «Шубранець» довжиною 26,6 км, що забезпечило стабільність водопостачання м. Чернівці;

- проведена реконструкція діючих п'ятьох фільтрів із повною заміною фільтруючих елементів і піщаної загрузки на площадці водопровідних очисних споруд «Вікно» водогону «Дністер – Чернівці»;

- проведена реконструкція п'ятьох хлораторних з установкою системи хлорування води англійського виробництва на водопровідних н/с «Вікно», «Шубранець», «Біла», «Магала» та площадці РЦВ «Попова»;

- впроваджено на очисних спорудах «Вікно» новий тип флокулянта Німецького виробництва, що дало можливість значно зменшити споживання реагентів, які застосовуються для очистки води та значно поліпшують її якість;

- для виконання програм технічного розвитку ДКП «Чернівціводоканал» щорічно виконуються роботи по заміні мереж водопроводу на поліетиленові та полівінілхлоридні труби та мереж каналізації.

У місті на бульварі Героїв Сталінграду відкрито єдиний у Чернівцях бювет. Вода тут надходить з артезіанської свердловини глибиною майже 100 м, проходить 4 ступеня очищення і стає за якістю майже джерельною. Так, жорсткість води в ній становить $5,5 \text{ ммоль/дм}^3$, а перманганатне окиснення складає $2,32 \text{ мг/дм}^3$. Але після кількох місяців бювет припинив свою роботу.

У цей же час мешканцями міста Чернівці активно забудовуються приміські ділянки, для водопостачання використовується нецентралізоване водопостачання. У місті сформована мережа громадських криниць, яких в 2005 році було 113, 2006 – 86, з них (30 у Першотравневому районі, 21 –

у Шевченківському, 25 – у Садгірському), а на сьогоднішній день експлуатується 56, глибиною не більше 10 м.

Загальні потреби у воді м. Чернівці становлять близько 100 тис. м³/добу. Основною категорією її споживачів (77 % реалізованої і 40 % поданої в місто) є населення. Фактичні середні питомі витрати води населенням сягають 152 л/люд·доб. Більша частина населення міста (81 %) отримує питну воду із системи комунального водопроводу, решта – з власних криниць. У місті функціонує змішана система водопостачання, джерелами якої є русловий стік р. Дністер (74 %), русловий стік і підземні води басейну р. Прут (26 %). Для подачі води з Дністра збудований комплекс водопровідних споруд (водозабір, водоочисні споруди, каскад насосних станцій і водогони) проектною потужністю 90 тис. м³/добу, введений в експлуатацію в 1982 р. Частина об'єму водопостачання забирається в межах міста з русла р. Прут і його допливів та підземних водоносних горизонтів, гідравлічно зв'язаних із рікою. Водоносний горизонт сформований у товщі алювіальних відкладів низькотерасових комплексів долини р. Прут. Вода з підземних водоносних горизонтів у систему водопостачання міста подається двома водозаборами «Рогізна» та «Магала». Основний водозабір «Рогізна» включає в себе три водозабори: власне «Рогізну», «Ленківці-1» та «Очерет», з яких вода подається на станцію водопідготовки, обладнану на основному водозаборі. З водозаборів «Рогізна» та «Ленківці-1» подаються тільки підземні води, з водозабору «Очерет» – суміш підземних і поверхневих вод. Цей водозабір обладнаний ставками для збагачення водоносних горизонтів, вода в які подається з русла р. Шубранець. Підживлення водоносних горизонтів водою з русла р. Прут у меженні періоди виконується й на водозаборі «Магала». На водозаборі «Біла», проектна продуктивність якого становить 10 тис. м³/добу, вода з русла р. Прут подається в інфільтраційні басейни, що живлять підруслові галереї. У

цілому, на заборах підземних вод експлуатуються 278 свердловин і 2 підруслові галереї. Води з русла і підруслового потоку р. Прут у межах міста забираються і системами водопостачання ряду промислових підприємств.

Після використання основна частина вод відводиться на очисні споруди міської каналізації, з яких скидається у р. Прут. Певний об'єм стічних вод під час переповнення каналізаційних колекторів, що спостерігається при інтенсивних зливах, через аварійні скиди відводиться в малі річки міста і з їх стоком потрапляє у Прут.

Зміни водності ділянки р. Прут у межах Чернівців під впливом господарської діяльності оцінені за методом водного балансу. За прийнятим рівнянням виконані розрахунки для періоду 1991–2009 рр. Отримані результати свідчать про те, що під впливом господарської діяльності водність ділянки р. Прут у межах м. Чернівці збільшується. Об'єм водовідведення, сформований, в основному, за рахунок перекидання вод з басейну р. Дністер, перевищує сумарний забір з басейну р. Прут у межах міста. Ступінь цих змін оцінений шляхом порівняння їх величин (ΔW) із величинами, що характеризують водність Пруту на досліджуваній ділянці.

Результати розрахунків показують, що при загальній тенденції до збільшення водності, ступінь цих змін незначний. Так, величини витрат води, що надходять у Прут у результаті господарської діяльності, становлять близько 1 % середньої річної і до 7 % мінімальної витрати води річки. Незначний вплив господарської діяльності на водність р. Прут у межах м. Чернівці частково пояснюється низькою ефективністю роботи системи водопостачання. Суттєву частину витратної частини балансу в умовах досліджень становлять втрати води в системі водопостачання міста. Величини цих втрат, визначені за різними методиками, становлять від 28 до 48 % об'єму забору води. Так, за даними Дністровсько-Прутського басейнового

управління водних ресурсів (Дністровсько-Прутського БУВР), сумарні втрати (включаючи втрати на випаровування при використанні води) становлять, у середньому, за останні 20 років 38 % об'єму забору, втрати при транспортуванні – 28 % від нього.

За даними Державного комунального підприємства «Чернівціводоканал» втрати при транспортуванні в системі подачі і розподілу води в м. Чернівці становили, за той же період, у середньому 36 %, сумарні – 48 % об'єму забору води. Різниця у величинах втрат може бути пояснена розбіжностями в методиках їх визначення. Так, БУВР втрати при транспортуванні визначає як різницю між об'ємами забору і використання води, безповоротних втрат при використанні – як різницю між об'ємами використання і скиду води. Підприємством «Чернівціводоканал» сумарні втрати води визначаються як різниця між об'ємом забору води з джерел водопостачання і об'ємом її реалізації. Отримані в такий спосіб величини втрат дещо більші: до 50 % об'єму водозабору. Основною причиною значних втрат води є незадовільний стан мереж водопроводу міста протяжністю 390 кілометрів, з яких більше 60 % потребують повної заміни. Зазначені величини втрат води близькі до таких у комунальному і житловому господарстві України в цілому, що становлять 36–40 % водозабору.

5.1.4.2. Мережа водовідведення міста Чернівці

Спорудження каналізаційної мережі в м. Чернівці почалося паралельно зі створенням водопровідних мереж. Упродовж 1896–1936 рр. у центральному районі правобережної частини міста побудована каналізаційна мережа загальносплавного типу з відведенням стічних вод у р. Прут без очистки. Загальна протяжність існуючої мережі водовідведення в цьому районі становить близько 65 км. У районах нової забудови

каналізаційні мережі створювались за повною роздільною схемою.

У географічному плані система водовідведення міста поділяється на дві частини: правобережну і лівобережну. Правобережна частина міста має складний рельєф, тому транспортування стічних вод тут здійснюється як у самопливному, так і напірному режимах, шляхом перекачування їх районними каналізаційними насосними станціями (РКНС). Каналізація правобережної частини міста обладнана за двома схемами: загальносплавною і роздільною. Загальносплавною мережею каналізації охоплена територія старої (центральної) частини міста, звідки об'єднаний потік стічних вод самопливним колектором через дюкер, прокладений під руслом р. Прут, подається на головну каналізаційну насосну станцію (ГКНС). Частина стоків цієї частини міста збирається колектором глибокого залягання, транспортується по ньому і подається в приймальну камеру очисних споруд (ОС). Транспортуєча здатність каналізаційної мережі старої частини міста не завжди відповідає об'ємам стоків, які в неї надходять. Найбільш гострою ця ситуація стає під час злив і інтенсивного сніготанення. До часу побудови колектора глибокого залягання проблема розвантаження мереж відведення розв'язувалася шляхом обладнання аварійних скидів. Через аварійні скиди стічні води відводились в малі річки міста, інтенсивно забруднюючи їх води, частина скидів працювала в постійному режимі, частина – в режимі переливу. Радикального поліпшення ситуації планувалося досягти шляхом спорудження і введення в експлуатацію колектора глибокого залягання. Позитивного ефекту повною мірою поки що не досягнуто внаслідок того, що не всі заплановані каналізаційні колектори до нього підключені. Підключення каналізаційного колектора до колектора глибокого залягання потребує високої якості виконання будівельно-монтажних робіт, при недотриманні технології яких

можливі виникнення аварійних ситуацій. Прикладом такої може бути аварія в місці спряження каналізаційного колектора з колектором глибокого залягання в м. Чернівці на вул. І. Вільде в 1992 р., у результаті якої утворився техногенний провал. Разом з тим, після введення в дію першої черги колектора глибокого залягання об'єм скидів неочищених стічних вод у малі річки м. Чернівці зменшився приблизно на 15 тис. м³ і становить зараз близько 15 тис. м³ за добу.

Потоки комунально-побутових стоків житлових масивів і промислових підприємств південної частини правобережжя міста РКНС через напірні та самотічні колектори через прокладений під руслом р. Прут дюкер подаються на загальноміські каналізаційні очисні споруди. Цим же дюкером на ОС відводяться стічні води, що транспортуються колектором глибокого залягання. Стік зливових і талих снігових вод цих районів міста відводиться в гідрографічну мережу. Рельєф лівобережної частини міста набагато простіший, його поверхня утворена низькими і середніми терасами р. Прут із незначними нахилами в напрямку русла ріки. В цій частині міста стічні води РКНС подаються до ГКНС із подальшим перекачуванням у приймальну камеру ОС. На ГКНС подаються виробничі стоки підприємств Північного (Садгірського) промислового району і житлових масивів. Води поверхневого стоку (в основному з автошляхів) відводяться в місцеві водотоки і водойми. З ГКНС стічні води по напірному трубопроводу транспортуються в приймальну камеру ОС.

Досить складна, створена в різні періоди розвитку міста, система каналізації, загальна довжина якої складає понад 380 км, а 40 % потребує заміни через незадовільний стан, недосконала й екологічно небезпечна.

На очисні споруди (ОС) каналізації м. Чернівці відводиться суміш виробничих, комунально-побутових і зливових (талих) стічних вод (СВ). Особливості побудови каналізаційної мережі

й розташування функціональних зон міста визначають суттєву різницю в хімічному складі і властивостях СВ, що надходять на очисні споруди з його право- і лівобережної частин. Насамперед це стосується вмісту в СВ токсичних хімічних сполук і співвідношення часток господарсько-побутових і виробничих стоків в їх загальному об'ємі.

Основними джерелами утворення сильнозабруднених виробничих стічних вод у правобережній частині міста є 13 підприємств різних галузей промисловості. На деяких із них використовувались спеціалізовані технології: гальванопокриття (міднення, хромування, цинкування, кадміювання, нікелювання), травлення на основі дії сильних неорганічних кислот, а також процеси з використанням широкого кола органічних сполук (розчинники, кубові барвники). Саме ці підприємства були джерелами надходження в каналізаційну мережу специфічних забруднюючих речовин. Найбільш екологічно небезпечні виробництва обладнані локальними очисними спорудами (ЛОС). Однак практично на всіх вищезгаданих виробництвах, навіть у період їх стабільної роботи, ефективність попереднього очищення промислових стоків на ЛОС не відповідала їх проектним можливостям.

На даний час основна частина промислових підприємств правобережної частини міста не працює. Серед діючих виробництв можуть бути названі: цех гальванопокриття на машинобудівному заводі, фарбувальний цех об'єднання «Мальва», травильна дільниця заводу «Індустрія». Стічні води правобережної частини містять більшу частку комунально-побутових стоків, оскільки тут розміщені райони багатоповерхової забудови з великою густотою населення.

У лівобережній частині міста основними постачальниками забруднених виробничих стічних вод у каналізаційну мережу є нині працюючі підприємства харчової промисловості: олійно-жировий комбінат, молокозавод. Стоки цих підприємств

характеризуються значною забрудненістю органічними речовинами, мінеральними домішками, різкими змінами складу і властивостей протягом року. Інші за складом і властивостями стічні води відводились в міську каналізаційну мережу такими промисловими підприємствами його лівобережної частини, як металообробний завод, заводи електропобутової техніки, технологічного обладнання та радіотехнічним. Ці підприємства, в даний час непрацюючі, мали гальванічні і травильні виробництва, які були потенційними джерелами відведення стоків із вмістом солей важких металів. До основних підприємств цієї частини міста, що скидають у каналізацію стоки зі значним вмістом здебільшого органічних сполук (формальдегід, фенол, ксилол, уайт-спірит, ацетон), належить хімічний завод, який спеціалізується на виробництві фарб, автомобільних шпаклівок і мастик.

Виробничі стічні води лівобережної частини міста меншою мірою розбавлені комунально-побутовими, оскільки тут, в основному, знаходяться житлові райони переважно одноповерхової приватної забудови, значна частина яких не каналізована.

Особливості технологічних процесів очищення СВ на спорудах механічно-біологічного типу встановлюють певні вимоги до хімічного складу і властивостей стічних вод, що на них відводяться. Зауважимо, що механічна ланка ОС малокритична до хімічного складу СВ, який визначає ефективність роботи їх біохімічної частини. У зв'язку з цим, хімічний склад СВ, що відводиться на ОС біологічного типу, нормується і контролюється. Забезпечення цих вимог здійснюється шляхом контролю і нормалізації хімічного складу стоків промислових підприємств, які відводяться в систему комунальної каналізації. Вміст компонентів хімічного складу виробничих стічних вод при скиданні їх у систему комунальної каналізації обмежується відповідними граничнодопустимими

концентраціями, внаслідок чого забезпечуються оптимальні концентрації шкідливих речовин у суміші побутових і виробничих стоків. Умови приймання стічних вод промислових підприємств у систему комунальної каналізації регламентуються відповідними відомчими документами, зокрема, в м. Чернівці з 1986 р. діють «Правила приймання стічних вод підприємств в систему комунальної каналізації» [94].

Хімічний склад стічних вод, що відводяться для очищення на ОС, регулярно контролюється, що вкрай необхідно для забезпечення безаварійної роботи біохімічної ланки комплексу. Контрольні проби на вході стічних вод в ОС м. Чернівці відбираються з приймальної камери, де відбувається остаточне, хоча і не повне, осереднення хімічного складу всіх стоків.

Згідно із цими даними, стічні води характеризувались наявністю широкого кола мінеральних і органічних сполук, деяких – у досить високих концентраціях. Аналіз вмісту в них забруднюючих речовин показав, що середньомісячні і навіть середньорічні (за окремі роки) концентрації не відповідали нормативним вимогам. Наднормативні концентрації в СВ найчастіше спостерігались для таких інгредієнтів їх складу, як органічні речовини (в т. ч. жири), залізо, важкі метали (хром, нікель). У такій ситуації ускладнювався режим роботи ОС і знижувалась ефективність очищення стоків. Ще однією з важливих особливостей хімічного складу СВ, що надходили на очищення, були його різкі зміни в часі, які чітко простежувались навіть за середньомісячними даними. Ця особливість була виявлена і простежена автором шляхом вивчення змін у часі сумарної забрудненості СВ, що надходили на ОС каналізації м. Чернівці. Кількісно сумарна забрудненість стічних вод оцінювалась за величиною показника $Z_{\text{вст}}$. За отриманими значеннями був побудований графік $Z_{\text{вст}} = f(t)$, типовий фрагмент якого наводиться на рис. 5.7. Графік наочно підтверджує згадану вище особливість різких змін у часі

загальної забрудненості СВ. Разом з тим, нами була відмічена ще одна важлива особливість змін загальної забрудненості стічних вод, а саме – її максимальні значення в осінньо-зимовий період. Виявлена особливість має чітке пояснення і детально розглядається нижче, дане явище було пов'язане із сезонним характером надходження стічних вод підприємств харчової промисловості з високим вмістом органічних речовин.

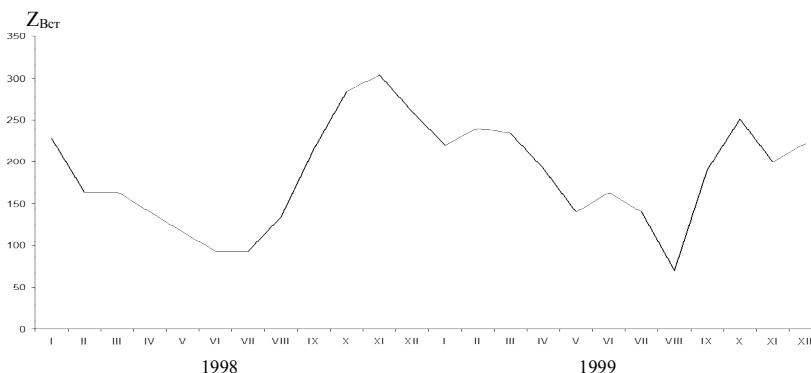


Рис. 5.7. Зміни сумарної забрудненості стічних вод, що надходили на ОС м. Чернівці в 1998–1999 рр.

Виконуючи свою позитивну функцію штучного геохімічного бар'єра, очисні споруди каналізації, навіть за умов їх ефективної роботи, є джерелами забруднення водоприймачів.

Подібно до інших джерел забруднення водних об'єктів, ОС можуть бути охарактеризовані за своїми просторовими і часовими ознаками. За часовими ознаками ОС каналізації можуть бути віднесені до безперервно, але нерівномірно діючих із наявністю залпових скидів. Останні проводяться при збоях технологічного процесу, перевантаженнях ОС, відведенні на них токсичних стоків.

Водовідведення у м. Чернівці характеризується часовою нерівномірністю, яка визначається нерівномірністю споживання води промисловістю і населенням, змінами погодних умов.

Протягом року найбільші об'єми водовідведення від комунально-побутового сектора спостерігаються в літньо-осінній період, упродовж доби – в середині дня і ввечері. Коефіцієнт добової нерівномірності водоспоживання для м. Чернівці складає 1,10 [36]. Значення коефіцієнтів нерівномірності притоку стічних вод складають від 0,63 до 1,55. Величини цих коефіцієнтів встановлені згідно з урахуванням того, що частка виробничих стічних вод не перевищує 45 % їх загального об'єму [113]. Надлишкові об'єми стічних вод надходять з обладнаної системою загальносплавної каналізації частини міста під час сніготанення і злив. Промислове водовідведення в часі також нерівномірне, воно збільшувалось в осінньо-зимовий період при масовій переробці сільгоспсировини на підприємствах харчової промисловості з сезонним циклом роботи.

За період проведення досліджень загальний об'єм водовідведення по м. Чернівці складав близько 74,4 тис. м³ за добу. Середньодобові об'єми відведення стічних вод від житлових масивів і промислових підприємств наведені в табл. 5.4.

Таблиця 5.4

Об'єми водовідведення в м. Чернівці

Об'єкти водовідведення	Середньодобовий об'єм водовідведення, тис. м ³
Житловий сектор:	
- правобережна частина	58,0
- лівобережна частина	12,8
Промислові підприємства:	
- правобережна частина	1,6
- лівобережна частина	2,0
Всього	74,4

За просторовими ознаками, за наявності одного основного водовипуску, ОС можуть бути віднесені до точкових джерел забруднення. Разом з тим, просторова організація комплексу ОС каналізації м. Чернівці має певну специфіку, тому він може бути

віднесений як до точкових, так і площинних джерел забруднення водних об'єктів. Як точкове джерело може розглядатись основний випуск стічних вод у р. Прут, обладнаний як зосереджений береговий. Комплекс ОС каналізації м. Чернівці розмішений на низькій терасі р. Прут, складеній водопроникними алювіальними гравійно-супіщаними відкладами. Підземні води, горизонт яких знаходиться на глибині 2,5–3,5 м від поверхні тераси, гідравлічно зв'язані з річковими. Напірні підводящі трубопроводи, інші споруди комплексу ОС негерметичні, наслідком чого є фільтрація стічних вод у товщу алювіальних відкладів. Значними за площею джерелами забруднення вод алювіальних відкладів є мулові майданчики. Про забрудненість вод алювіальних відкладів у цьому районі свідчить, зокрема, виведення з експлуатації південної гілки водозабору питної води «Магала» (132 вакуумні колодязі), які знаходяться поблизу комплексу ОС [36]. Забруднені води алювіальних відкладів надходять у ріку, погіршуючи якість води, тому весь комплекс ОС м. Чернівці може розглядатись як комбіноване точково-площинне джерело забруднення водоприймача.

При проведенні досліджень оцінені розміри зони впливу ОС на хімічний склад води р. Прут. Оцінка зроблена шляхом вивчення змін концентрації розчинених речовин у воді ріки нижче джерела забруднення за напрямком течії.

Роботи виконані в два етапи при різній водності ріки. Перший відбір проб був проведений 23.03.2006 р. при витраті води $76,6 \text{ м}^3/\text{с}$, близькій до норми стоку р. Прут у створі м. Чернівці, другий – під час проходження дощового паводка 28.04.2006 р. при витраті $146 \text{ м}^3/\text{с}$. Графіки змін концентрацій розчинених речовин у воді р. Прут нижче скидів ОС м. Чернівці наводяться на рис. 5.8, 5.9.

Характер змін концентрацій як консервативних, так і неконсервативних речовин в обох досліджуваних випадках був

практично однаковим: значне зменшення вмісту на відстані 0,5 км нижче скиду і повільне – на більших відстанях від нього.

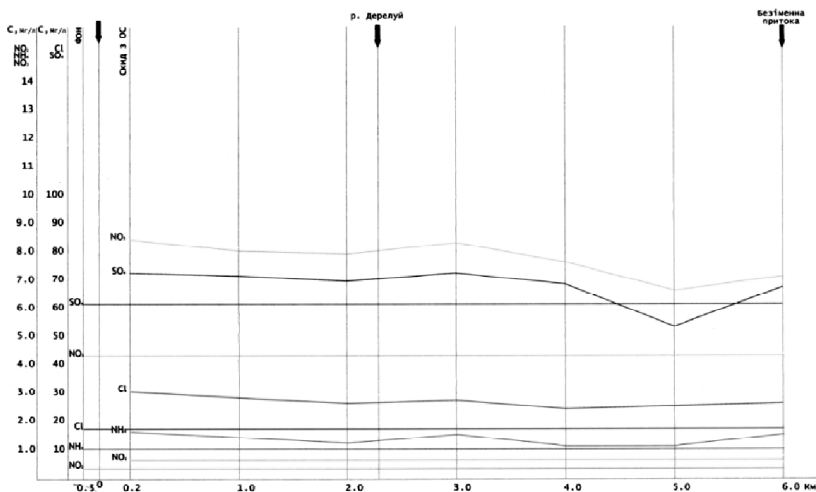


Рис. 5.8. Зміни концентрацій розчинених речовин у воді р. Прут у зоні впливу скидів очисних споруд каналізації м. Чернівці 23.03.2006 р.

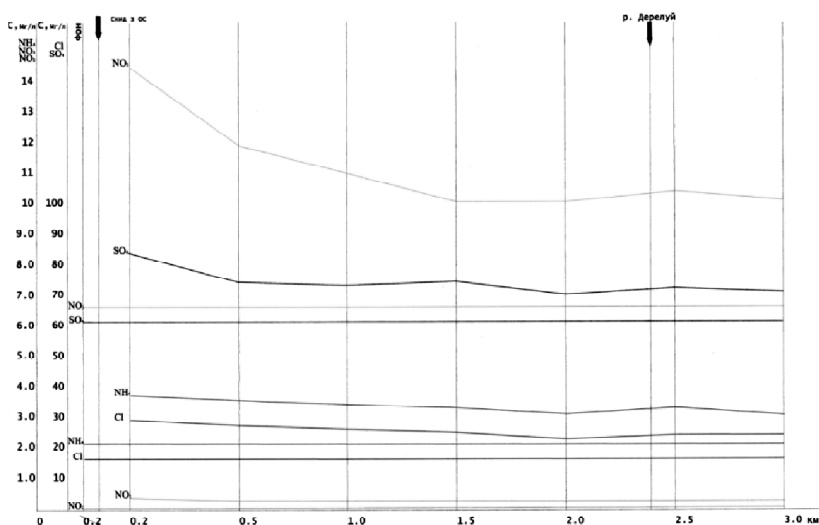


Рис. 5.9. Зміни концентрацій розчинених речовин у воді р. Прут у зоні впливу скидів очисних споруд каналізації м. Чернівці 28.04.2006 р.

Зниження концентрацій забруднюючих речовин на відстанях 0,5–6,0 км нижче скиду відбувалося немонотонно, на деяких ділянках у межах вказаного діапазону відстаней спостерігалось підвищення їх вмісту, інколи досить помітне, пов'язане, в основному, з надходженням цих речовин із водами допливів. У першому випадку створ повного перемішування знаходився на відстані 3500–3600 м нижче скиду стічних вод, у другому – 2400–2500 м. Уміст забруднюючих речовин у річковій воді в зоні повного перемішування в обох випадках був вищим від фонового. Остаточні лінійні розміри зони впливу ОС міста оцінені шляхом розрахунків розбавлення стічних вод у ріці за методиками [87; 95]. Очевидно, що найдовшою вона була при мінімальних витратах, у такому випадку сам вплив скидів ОС на хімічний склад води ріки найбільш небезпечний. Витрати води р. Прут у літній і зимовий меженні періоди приблизно однакові і складають 15–18 м³/с [98]. При таких витратах ділянка впливу скидів ОС складає 25–26 км, тобто за умов сумації із зонами впливу нижчерозміщених населених пунктів (м. Новоселиця) охоплює практично всю ділянку р. Прут до державного кордону з Румунією.

Очисні споруди каналізації (ОС), як штучні геохімічні бар'єри (ГБ), розміщуються в точках спряження природних і техногенних потоків водної міграції. На ОС відбувається диференціація потоку техногенної водної міграції на фази носія і мігрантів. Автономність потоків природної і техногенної водної міграції значною мірою визначається тим, наскільки фаза носія (вода) перед скиданням у приймач буде позбавлена техногенних домішок. При дослідженнях функціонування природних і штучних ГБ виникає необхідність кількісної оцінки ступеня розділення на них фаз носія і мігрантів, яку для штучних ГБ прийнято характеризувати як ефективність. Ефективність функціонування геохімічного бар'єра може бути виражена через таку його характеристику, як контрастність. За

А.І. Перельманом [90], під контрастністю геохімічного бар'єра S слід розуміти зміни геохімічних показників у напрямку міграції до і після бар'єра. Відповідно до визначення, контрастність розраховується за формулою

$$S = \frac{m_1}{m_2}, \quad (5.1)$$

де m_1 і m_2 – геохімічні показники міграційного потоку до і після бар'єра.

Оцінка роботи діючих очисних споруд виконується шляхом розрахунку значень показника ефективності E %, за своїм геохімічним сенсом близьким до поняття контрастності геохімічного бар'єра S [90]. Ефективність очищення розраховується у відсотках як відношення:

$$E = \frac{C_o - C_n}{C_o} \cdot 100\%, \quad (5.2)$$

де C_o – концентрація хімічної речовини в неочищеній; C_n – в очищеній воді.

У великих містах, як правило, здійснюється повна біологічна очистка всіх або більшої частини стічних вод.

Характеристики ефективності роботи ОС каналізації м. Чернівці (за даними ДКП «Чернівціводоканал») наводяться в табл. 5.5.

Таблиця 5.5

Ефективність очищення стічних вод
на ОС каналізації м. Чернівці в 1981–2008 рр.

Речовина	Ефективність очищення, %
Завислі речовини	85–92
БСК ₅	92–95
БСК ₂₀	92–95
ХСК	70–85
Азот амонійний	60–80
Нафтопродукти	70–85
Важкі метали (Cu, Zn, Ni, Cr)	50–75

Дані, наведені в табл. 5.5, свідчать про високу загальну ефективність роботи ОС каналізації м. Чернівці, проте

дослідження показали, що в окремі, часто досить тривалі періоди часу (кілька місяців на рік), вона значно знижувалася, в результаті чого у водоприймач – р. Прут – скидалися недоочищені стічні води. Причинами тимчасового, часто періодичного, зниження ефективності роботи очисних станцій є: 1) перевантаження споруд; 2) надходження виробничих стічних вод, які не відповідають правилам їх приймання, до побутової каналізації; 3) залпові надходження стічних вод; 4) перерви в електропостачанні; 5) недотримання строків капітального ремонту споруд і обладнання; 6) порушення правил технічної експлуатації очисних споруд [86]. Перераховані причини можуть бути віднесені до двох груп: 1) зумовлені недосконалістю організації технологічного процесу очистки СВ; 2) викликані невідповідністю хімічного складу стоків, що подаються на очистку, технічним можливостям ОС.

Встановлено, що збільшення забрудненості СВ, які надходили на очищення, не завжди супроводжувалось зниженням ефективності роботи очисних споруд, що підтверджується аналізом суміщеного хронологічного графіка змін сумарної забрудненості стічних вод $Z_{\text{вст}}$ до очищення і після. Сумарна забрудненість стічних вод після очищення розраховувалась за тією ж методикою, що й тих, які надходять на нього, з тією різницею, що як критерії порівняння використані ГДК розчинених речовин, наведені в проекті ГДС для очисних споруд каналізації м. Чернівці. Типовий для досліджуваного періоду фрагмент графіка за 1999–2001 р. (рис. 5.10) наочно демонструє такі особливості змін забрудненості стічних вод:

1) найбільша забрудненість очищених стічних вод і, відповідно, найнижча ефективність роботи ОС спостерігалася в осінньо-зимовий період (IX–II місяці), найменша їх забрудненість при найефективнішій роботі ОС – у літні (V–VIII) місяці;

2) збільшення забрудненості СВ після очищення в зимовий період завжди визначалось значним її зростанням для стічних вод, що надходять на очищення;

3) збільшення забрудненості СВ, що надходили на очищення в літній період зазвичай не призводило до збільшення забрудненості очищених стічних вод.

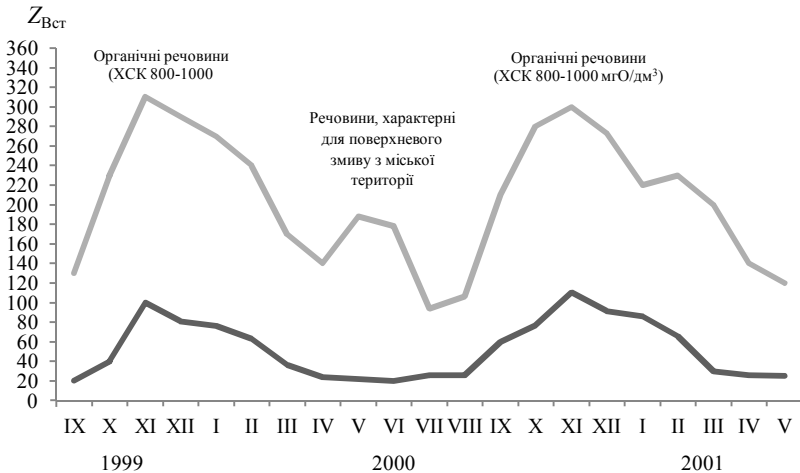


Рис. 5.10. Зміни сумарної забрудненості стічних вод до і після очищення на ОС м. Чернівці в 1999–2001 рр.

— забрудненість стічних вод, що надходять на очистку;
 - - - забрудненість стічних вод після очистки

Відмічені особливості мають чітке пояснення і визначалися змінами впродовж року вмісту певних хімічних речовин у СВ, що надходили на очищення. Так, осінньо-зимове зниження ефективності роботи ОС відповідало періодам надходження на них стічних вод цукрового заводу. В цей час ХСК суміші стічних вод, що надходили на очищення, становило 800–1000 мгО/дм³, вони містили сапонін, який погано піддається аеробній деструкції в аеротенках [16; 18]. Піки літніх мінімумів забрудненості стічних вод при їх надходженні на очищення

спостерігались під час випадання злив, у цей період стоки збагачувались речовинами, характерними для поверхневого змиву з міської території, що, здебільшого, не знижувало ефективності роботи біохімічної ланки ОС.

Очисні споруди каналізаційних стоків м. Чернівці є безперервно діючим техногенним геохімічним бар'єром. Проте така їх характеристика, як ефективність (контрастність), нестабільна в часі. Для умов досліджень встановлено, що часові зміни ефективності роботи ОС при незмінній технології очистки стічних вод), зокрема – періоди її зниження, були пов'язані зі змінами хімічного складу стічних вод, що надходили на очистку. Ефективність роботи ОС, тобто ступінь розділення на них фаз носія і техногенних мігрантів, визначає напрямок і інтенсивність їх впливу на хімічний режим водоприймача. В часовому аспекті вплив ОС на водоприймач може бути охарактеризований як безперервний, але нестабільний. Нестабільність впливу проявлялась як наявність протягом року проміжків часу з різким підвищенням інтенсивності впливу ОС на водоприймач. Виникнення таких ситуацій мало як неперіодичний, так і періодичний характер.

Неперіодично в роботі ОС траплялись аварійні ситуації, наслідками яких, як правило, були залпові скиди у водоприймач неочищених й недостатньо очищених стічних вод.

Періодичними були ситуації, пов'язані із сезонними змінами хімічного складу стоків, які надходили на очищення. Такі зміни в хімічному складі стічних вод м. Чернівці в 1990–2004 рр. регулярно повторювались в осінньо-зимовий і зимово-весняний періоди. В осінньо-зимовий період (IX–II місяці) під впливом скидів ОС відбувались, в основному, значні зміни вмісту у водах р. Прут органічної речовини і, відповідно, їх газового режиму. Причинами таких змін була наявність у виробничій частині потоку стічних вод міста стоків цукрового заводу. Період цукроваріння і, відповідно,

надходження таких стоків, тривав 4–5 місяців. На початку наших досліджень (1990–1996 рр.) тривалість його була більшою, розтягуючись, в окремі роки, до березня – початку квітня за рахунок того, що після переробки власне цукрового буряку на заводі виконувалось рафінування цукру-сирцю імпортного виробництва. В 2002–2005 рр. період переробки цукросировини, у зв'язку зі зменшенням об'ємів її заготівлі, скоротився до 2–3 місяців, повністю роботу цукрового заводу припинено у 2006 році.

На підприємствах бурякоцукрової промисловості стоки утворюються при багатьох технологічних процесах. Розрізняють мийно-транспортвальні, дифузійні, жомові, лаверні стічні води, води від миття холсту і фільтр-пресовий бруд. Усі ці стоки забарвлені, мають специфічний запах, містять значну кількість органічної речовини. В складі цих вод інколи наявний сірководень (до 2 мг/дм³), завжди присутній сапонін (20–45 мг/дм³), який є токсичною речовиною [16].

Після механічної очистки стічні води цукрового заводу відводилися в мережу каналізації м. Чернівці й, у суміші зі стоками іншого походження, транспортувались на загальноміські ОС. Стоки цукровиробництва, збагачені важкодеструктивною органікою, погано піддаються процесам аеробної мінералізації, пригнічують життєдіяльність активного намулу, наслідком чого було погіршення роботи аеротенків, зниження загальної ефективності роботи ОС, скидання у водоприймач неочищених стічних вод.

Порівняння середніх за час досліджень значень ХСК та БСК₅ стічних вод (табл. 5.6) показує, що в період цукроваріння вміст органічної речовини в стічних водах при надходженні їх на ОС і скиданні в р. Прут був у 2–3 рази більшим, ніж в інші періоди року.

Таблиця 5.6

Вміст органічної речовини в стічних водах
у період цукроваріння й інші сезони року
(за величинами ХСК і БСК)

Місце відбору проби	Цукровий завод працює		Цукровий завод не працює	
	ХСК, мгО/дм ³	БСК ₅ , мгО/дм ³	ХСК, мгО/дм ³	БСК ₅ , мгО/дм ³
Приймальна камера	736	493	419	269
Скид у р. Прут	114	67	57	16,8

Типовий приклад такої ситуації, що спостерігалася в 1998–1999 рр., проілюстрований графіком змін величини ХСК (рис. 5.11).

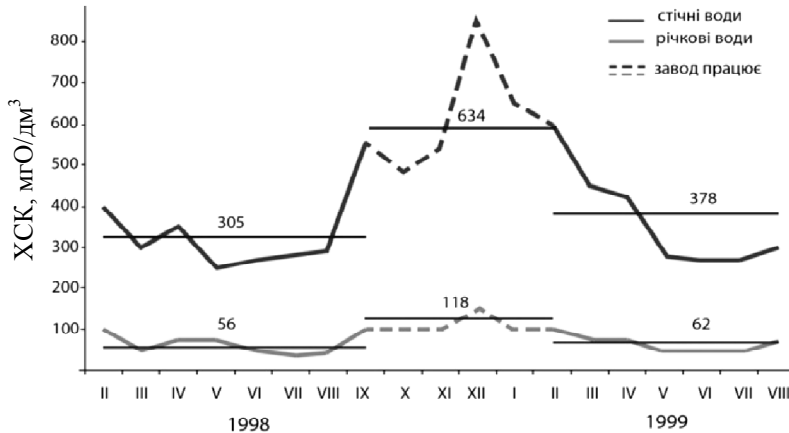


Рис. 5.11. Зміни вмісту органічної речовини у стічних водах і воді р. Прут під час роботи цукрового заводу (за величинами ХСК і БСК)

Надходження у водоприймач значних об'ємів неочищених стічних вод із високим вмістом органічної речовини призводило до різкого зменшення вмісту у воді р. Прут нижче скидів ОС розчиненого кисню. Зауважимо, що вміст кисню у воді зони впливу скидів ОС зменшувався і за менш несприятливих умов.

Так, якщо його середня за період спостережень концентрація у воді фонового (500 м вище скидів ОС) створу становила близько 10 мгО/дм^3 , то в період роботи цукрового заводу води р. Прут у нижньому контрольному створі (500 м нижче скидів ОС) містили розчинного кисню, в середньому $6,3 \text{ мгО/дм}^3$, тобто на 20 % менше.

В інші періоди року таке зменшення також мало місце, але було значно меншим (табл. 5.7).

Таблиця 5.7

Вміст розчиненого кисню у воді р. Прут
у період цукроваріння та інші сезони року

Контрольний створ	Цукровий завод працює	Цукровий завод не працює
	$\text{O}_2, \text{ мг/дм}^3$	$\text{O}_2, \text{ мг/дм}^3$
фоновий (500 м вище скидів ОС)	10,4	
контрольний (500 м нижче скидів ОС)	6,3	9,9

У зимово-весняний період під впливом скидів з ОС регулярно спостерігались і зміни іонного складу вод р. Прут. Найбільш різких змін зазнавали концентрації іонів хлору [80]. Хлориди домінували в іонному складі суміші стоків, що надходили на очистку, їх середня концентрація при вході на ОС каналізації м. Чернівці (приймальна камера) становила 203 мг/дм^3 . У процесі очистки стічні води втрачали частину іонів хлору, проте основний їх об'єм скидався у водоприймач. Так, середній вміст хлоридів у стічних водах після очищення за той же період складав 181 мг/дм^3 , тобто зменшувався в середньому на 11 %. Вміст хлоридів у водах, які скидались з ОС у р. Прут протягом року, значно змінювався, в ньому регулярно простежувались різкі, але короточасні максимуми в зимово-весняний період, коли концентрації іонів хлору в стічних водах, що подавались на очистку, зростали до $350\text{--}400 \text{ мг/дм}^3$. Таке збільшення вмісту хлоридів пов'язане з надходженням їх із талими сніговими і

дошовими водами. Боротьба з ожеледицею проводиться шляхом застосування хімічних засобів і фрикційних матеріалів [51]. Для плавлення льодової кірки і надійного закріплення фрикційних матеріалів найчастіше використовується технічна сіль.

Хлоридні солі лужноземельних металів високорозчинні, міграційна здатність хлоридних іонів значна, тому практично весь об'єм солі, яка використовується як протиожеледний засіб, виноситься у водоприймачі потоками водної міграції. Шляхи надходження хлоридів у р. Прут із талим сніговим і дошовим стоком визначаються схемою обладнання зливової каналізації. Згідно з нею, 25 % поверхневого стоку з обладнаної загальносплавною системою каналізації частини м. Чернівці надходять на ОС, 75 % – в гідрографічну мережу (з них 60 % – в межах міста, 15 % – нижче міста за течією р. Прут, зі стоком р. Дерелуй, притоки якого дренують південну частину міста). Води поверхневого стоку, які утворюються в результаті танення ущільненого снігу і льодової кірки на автошляхах м. Чернівці, де застосовуються хімічні протиожеледні засоби, містять хлориди в досить високих концентраціях. Про це свідчать результати хімічного аналізу талої води з проїжджої частини вул. Руської (середні з 6 проб), відібраних в 2006 році на початку сніготанення в місцях її надходження в колодязі зливової каналізації (табл. 5.8).

Таблиця 5.8

Концентрації головних іонів у талій сніговій воді
з проїжджої частини автошляхів м. Чернівці, мг/дм³

HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	сума головних іонів
12,2	5,50	598	1,50	0,61	393	1011

В іонному складі цих вод серед аніонів переважали хлориди, серед катіонів – іони натрію, таким чином, вони мали виражений хлоридно-натрієвий склад.

Відносно точно кількість надходження хлоридів у воду досліджуваної ділянки р. Прут може бути оцінена тільки в скидах з очисних споруд, об'єм відведення і хімічний склад яких регулярно контролюються. Надходження хлоридів із гідрографічної мережі враховане нами як фон для ділянки р. Прут, на якій у неї відводились стоки з очисних споруд.

Значні об'єми хлоридів надходили в р. Прут за короткі проміжки часу, внаслідок чого на ділянці ріки нижче міста за час проведення досліджень (1990–2006 рр.) спостерігались періоди різкого підвищення їх концентрацій. Умови формування таких максимумів концентрації хлоридів з року в рік дещо розрізнялись, проте виявлені дві типові ситуації, охарактеризовані комплексними графіками змін гідрометеоелементів (рис. 5.12, 5.13).

Перша з таких ситуацій спостерігалась 25–26 лютого 1996 р. Даний максимум концентрацій хлоридів сформувався під час відлиги, коли температура повітря підвищилась від -5 до $+5$ °С. При випадінні рідких опадів (сумарна кількість 12 мм) висота снігового покриву зменшилась на 24 см. Глибина промерзання ґрунту в цей період складала ще близько 2 см, що запобігало фільтрації талих вод. Такі метеорологічні умови призвели до формування досить інтенсивного поверхневого стоку, з яким у р. Прут була змита більша частина використаної за зимовий період технічної солі. Концентрація хлоридів на вході в ОС збільшилась до $350\text{--}355$ мг/дм³, води скидів містили їх $310\text{--}315$ мг/дм³. Наслідком скидання в ріку стоків з високим вмістом хлоридів було підвищення їх концентрацій у воді р. Прут нижче скидів з ОС до $120\text{--}140$ мг/дм³. Фоновий вміст хлоридів у воді даної ділянки ріки також збільшився до $90\text{--}92$ мг/дм³. Тривалість цього максимуму становила 3 доби, після чого концентрації хлоридів у стічних водах зменшились до $160\text{--}180$ мг/дм³, річкових – до $38\text{--}40$ мг/дм³.

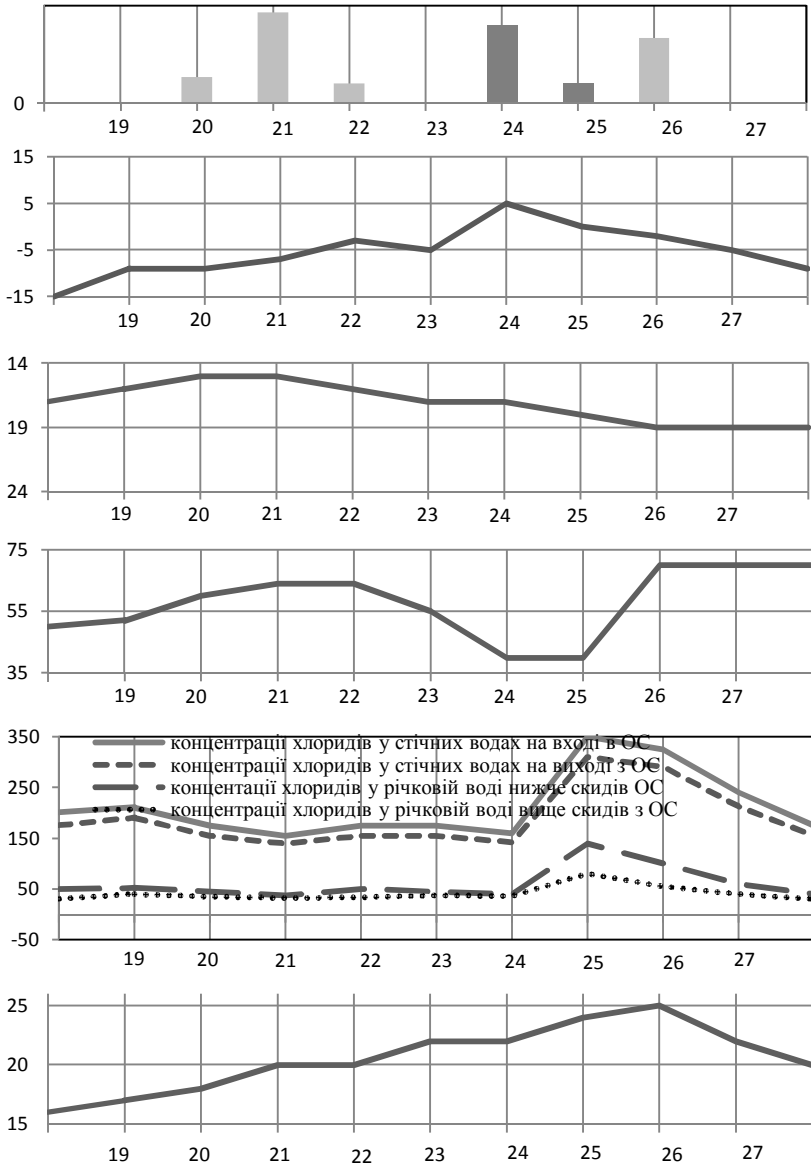


Рис. 5.12. Гідрометеорологічні умови формування максимумів концентрацій хлоридів у воді р. Прут у зоні впливу скиду очисних споруд каналізації м. Чернівці 19–27 лютого 1996 р.

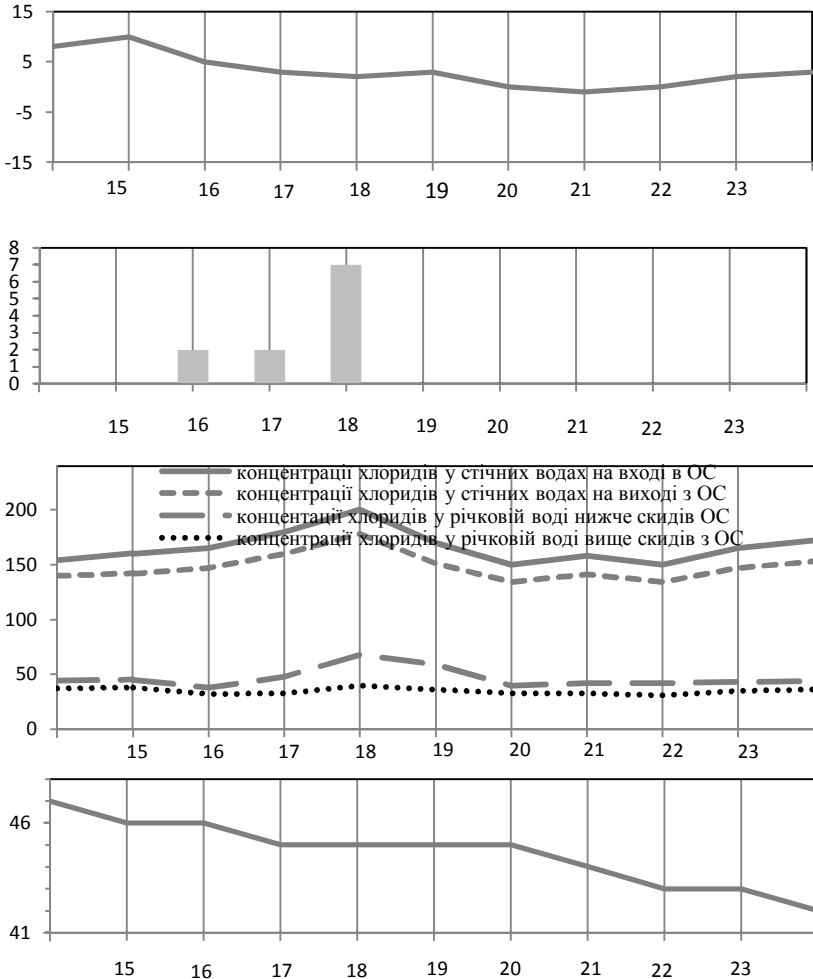


Рис. 5.13. Гідрометеорологічні умови формування максимумів концентрацій хлоридів у воді р. Прут у зоні впливу скиду очисних споруд каналізації м. Чернівці 15–23 березня 1997 р.

За дещо інших гідрометеорологічних умов сформувався максимум концентрацій хлоридів, який спостерігався 18–19 березня 1997 року. Процес його формування відрізнявся від вищеприведеного, основна відмінність полягала в тому, що

хлориди поступово надходили у водоприймачі під час сніготанення і остаточно були змиті в гідрографічну мережу і зливову каналізацію першим після закінчення сніготанення дощем. Висота снігового покриву на початку січня 1997 р. складала 28–32 см, після відлиги 15–16 січня зменшилась до 10–12 см, повністю сніговий покрив зійшов 12–13 лютого. Сніготанення проходило малоінтенсивно, впродовж нього відбувався поступовий змив основної частини хлоридів, про що, зокрема, свідчать величини і характер змін їх концентрацій на вході в ОС.

Так, у другій половині січня – на початку лютого 1997 р. вміст іонів хлору в стічних водах (приймальна камера ОС) складав 158–160 мг/дм³ при добовому діапазоні коливань концентрацій в 2–5 мг/дм³. Наслідком скидання додаткової кількості хлоридів у р. Прут зі стічними водами, при підвищеному за рахунок їх надходження з гідрографічної мережі фоновому вмісті, було збільшення концентрації іонів хлору у воді контрольного створу до 65–70 мг/дм³. Максимум концентрацій хлоридів спостерігався протягом двох діб, після чого їх вміст знизився до попередніх значень.

Хлориди можуть надходити в річки і з підземними водами. Компоненти розчинів технічної солі, які змиваються з автошляхів талими і дощовими водами на прилеглі ділянки місцевості, фільтруються в ґрунти, змінюючи хімічний склад підземних вод і збільшуючи їх мінералізацію. У свою чергу, підземні води дренуються гідрографічною мережею і надходять у річки.

Описаний випадок, коли вміст хлоридів у підземних водах міста, за рахунок використання солі для боротьби зі зледенінням автошляхів, досяг величини 250 мг/дм³ [119].

Таким чином, застосування технічної солі як хімічного протиожеледного засобу є суттєвим техногенним джерелом надходження хлоридів та іонів натрію в річкові води.

Нами розрахунковим способом зроблена оцінка об'єму технічної солі, яка використовувалась у м. Чернівці як протиожеледний засіб. За результатами розрахунків отримані значення маси, близькі до кількості реагенту, яка використовувалась на частині площі міста, обладнаній системою каналізації загальносплавного типу.

На певну увагу заслуговує й дослідження впливу скидів ОС каналізації на якість води річки-приймача стічних вод. Для р. Прут це питання було вивчено за результатами гідрохімічних спостережень, проведених на контрольних створах, розміщених на річці вище й нижче скидів з ОС. Дані спостереження, починаючи з 1989 р., проводяться обласним управлінням екології і природних ресурсів у Чернівецькій області. Оскільки інформація за початковий період досліджень (1989–1991 рр.) має фрагментарний характер, для узагальнення обраний 18-річний період (1992–2009 рр.)

Вплив скидів з ОС каналізації м. Чернівці на забрудненість води р. Прут досліджувався шляхом вивчення змін величини індексу забрудненості води (ІЗВ), розрахованого за загальноприйнятою методикою [119]. За отриманими результатами побудована графічна залежність забрудненості води ріки від водності ($ІЗВ = f(Q)$) для обох створів спостережень (рис. 5.14).

Залежність величин ІЗВ від витрат води для досліджуваної ділянки р. Прут має гіперболічний характер і виражається рівняннями регресії: $ІЗВ = 1,7026 Q^{-250}$ для фонового та $ІЗВ = 46,70 Q^{-7366}$ для контрольного створу. Такий характер залежності пояснює інтенсивне зменшення забрудненості води в інтервалі витрат 20–80 м³/с і повільне – при більш високих її значеннях. Використання критеріїв оцінки якості води за величинами ІЗВ дозволило встановити діапазони витрат води і, відповідно, кратності розбавлення стічних вод річковими, при яких забезпечується певний клас їх якості (табл. 5.9).

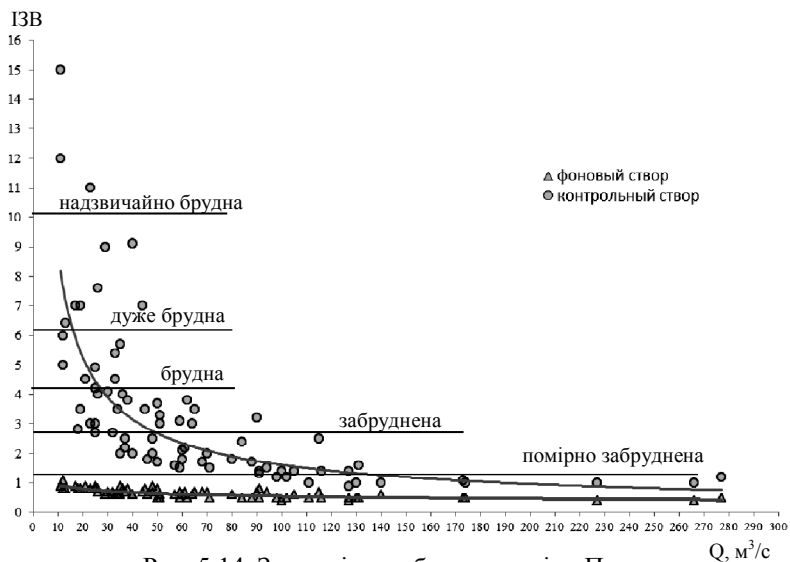


Рис. 5.14. Залежність забрудненості р. Прут в зоні впливу ОС каналізації м. Чернівці від витрат води

Таблиця 5.9

Співвідношення витрат стічних і річкових вод, при яких забезпечується певний клас якості води р. Прут у зоні впливу очисних споруд каналізації м. Чернівці

Клас якості води	II (чиста)	III (помірно забруднена)	IV (забруднена)	V (брудна)	VI (дуже брудна)	VII (надзвичайно брудна)
ІЗВ	0,3–1,0	> 1,0–2,5	> 2,5–4,0	> 4,0–6,0	> 6,0–10	> 10
Кратність розбавлення стічних вод річковими	$> \frac{1}{170}$	$< \frac{1}{160} - \frac{1}{55}$	$< \frac{1}{55} - \frac{1}{25}$	$< \frac{1}{25} - \frac{1}{20}$	$< \frac{1}{20} - \frac{1}{15}$	$< \frac{1}{15}$
Максимальні перевищення ГДК: БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³		> 2–7	> 7–20	> 20–35	> 35–75	> 75
NH ₄ , мг/дм ³		> 2–5	> 5–10	> 10–15	> 15–20	> 20

Згідно з отриманими даними, небезпечний рівень забрудненості вод р. Прут на досліджуваній ділянці спостерігався вже при витратах води, менших за $55 \text{ м}^3/\text{с}$. Особливо високою була забрудненість води при витратах, менших за $20 \text{ м}^3/\text{с}$, які характерні для межених періодів.

Якість води на даній ділянці, яка може бути охарактеризована як помірно забруднена й чиста, формувалась при співвідношенні витрат стічних і річкових вод, більших ніж 1 : 55.

Отримані співвідношення об'ємів річкових і стічних вод, при яких забезпечується певний клас якості води річки-приймача, близькі до значень, запропонованих рядом дослідників для встановлення межі самоочисної здатності річок [38; 135]. Скиди з ОС каналізації можуть вважатись основним джерелом забруднення р. Прут у районі м. Чернівці.

5.2. Якість води в системах водопостачання м. Чернівці

Навіть при ідеальному стані водорозподільних мереж від моменту виходу питної води зі споруд водопідготовки до її надходження споживачам минає певний час (12 год і більше). Штучно приготовлена питна вода, безумовно, не є абсолютно хімічно стабільною речовиною, а тому її стан з часом трансформується, а високий ступінь технічного зносу водопровідних мереж міста підсилює негативний вплив на якість питної води. Вода змінює свої характеристики.

Частка нестандартних за бактеріологічними показниками концентрацій у пробах води складає від 0,1 % до 0,5 % для води в магістральних водоводах, у РЧВ і на насосних станціях збільшується до 6 % і зростає далі до 8–10 % у віддалених водорозбірних колонках. Спостерігаються випадки, коли на 30–70 % збільшується концентрація заліза, в 1,5–2 рази підвищується каламутність, більш ніж в 2 рази зростає забрудненість води іонами азотної групи. При значному терміні експлуатації внутрішньобудинкових мереж вторинне забруднення,

що вимивається з відкладів на внутрішній поверхні трубу, збільшує каламутність води до 5–10 мг/дм³, забарвленість – до 45–70 град., концентрацію заліза – до 2–4 мг/дм³, з'являється нехарактерний присмак і запах, тобто вода стає непридатною для пиття. Особливо погіршується ситуація при зміні реакційної здатності води, наприклад у паводковий період. При зміні рН води порушується динамічна рівновага в трубопроводі, підсилюється розчинення відкладів та відбувається вторинне забруднення води [144; 151; 153].

Режим формування якості води р. Дністер у створі с. Митків

У процесі господарської діяльності на території басейну Дністра, при використанні водних ресурсів посилюється небезпека впливу забруднюючих скидів на водні об'єкти басейну – погіршується природна якість води.

Рухаючись у річковій системі, стічні води в процесі турбулентного перемішування активно взаємодіють із природними. Відбувається розбавлення стічних вод, деякі легкі інгредієнти розкладаються або утворюють нові сполуки. Інтенсивність цього процесу, насамперед, залежить від гідрологічного режиму річки, від режиму надходження стічних вод у водойму, від конструкції і положення скидача та інших чинників. Але на перше місце виступає можливість кожної конкретної річки або навіть ділянки річки до перемішування стічних вод, що скидаються.

Поділ водних об'єктів за цією ознакою формує три типи річок за гідрологічним режимом: гірські, передгірські, рівнинні. В свою чергу, кожен із типів може мати кілька груп. Наприклад, великі, середні, малі річки та струмки – в залежності від площі водозбору.

Ознаками можливостей до перемішування стічних вод виступає середньорічна, а ще краще – меженна витрата (м³/с) річок та її гідравлічні умови: алювій русла (валуни, галька, пісок, мул); коефіцієнт Шезі та нахил території.

Відомо, що чим більша витрата води, тим більша швидкість; чим вищий коефіцієнт неконсервативності, тим краще відбувається природний процес очищення води.

На жаль, інформаційні можливості систем моніторингу басейну р. Дністер не дозволяють визначити всі джерела забруднення, серед яких є екологічно занедбані тваринницькі ферми, малі і середні господарства без достатнього контролю за скидами стічних вод і навіть обласні лікарні без очисних споруд.

Граничними ознаками можливостей до перемішування стічних вод у басейні є меженна витрата (m^3/c) річок та її гідравлічні умови.

Визначено середні швидкості притоків і основного руслу у межень, довжину ділянок річкової мережі до водозабору, час добігання в меженний період і кількість діб, необхідних для попадання забрудника в створ водозабору в с. Митків (рис. 5.15).

У межах басейну виділяються чотири характерних ділянки, безпосередньо пов'язані з умовами гідрографії, господарського засвоєння і близькістю положення до самого водосховища.

Так, річки басейну, що протікають у Тернопільській області (перша ділянка), розташовані на південному схилі Волино-Подільської височини, мають невисокий режим швидкостей і широкий діапазон часу добігання забрудника в межень (до 7–8 діб).

Під час дощових паводків (рідше сніготанення) час добігання зменшується до 4–3 діб при максимальних річних витратах води від 10 % до 5 % забезпеченості. Ця ділянка відрізняється стічними водами комунально-побутових підприємств, стоками сільськогосподарських підприємств і промисловими стічними водами виробництва переробної промисловості.

Друга характерна ділянка знаходиться в рівнинній частині Львівської області. Вона відрізняється найбільшою віддаленістю від створу водозабору Митків, найбільшим часом добігання забруднюючих вод (більше ніж 8 діб). За дуже малої водності річок цього регіону частка стічних вод у межень тут надзвичайно

велика. Основні забрудники (крім Львова) – підприємства Нового Роздолу, Миколаєва та ін. міст. Загалом, це екологічно найнебезпечніший район усєї мережі Дністра.

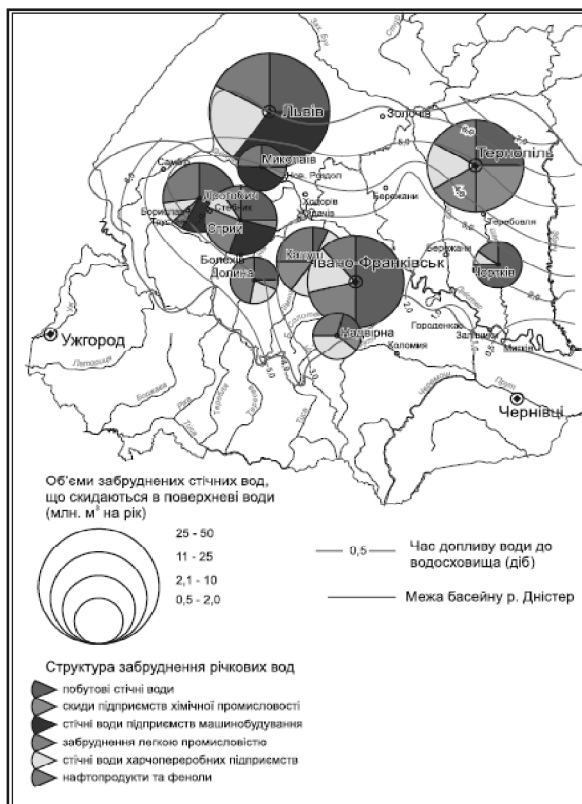


Рис. 5.15. Процеси забруднення вод Дністра до водозабору в селі Митків (перероблено за матеріалами В.Г. Явкіна)

Третьою великою ділянкою є мережа карпатських притоків Дністра: гірські річки Львівської і майже всі річки Івано-Франківської областей. Водні потоки цієї ділянки мають дуже високу самоочисну здатність (високі нахили, швидкості, коефіцієнт Шезі, витрата води, донні відклади). У забрудників

вод короткий термін добігання до водозабору (не більше ніж 3–4 доби) за меженний період.

Останнім невеликим районом (четверта ділянка) є правобережжя Дністра (в межах Чернівецької області), де забруднення потрапляє до водозабору без значного попереднього турбулентного перемішування.

Основна частка питної води в місто Чернівці потрапляє з річки Дністер, яка належить до 1-го класу за показниками якості води.

Водний режим річки Дністер знаходиться в тісному взаємозв'язку з кліматичними і гідрологічними особливостями району. Основним джерелом живлення річки є зливові дощі та талі снігові води, підземне живлення Дністра незначне і виражене в основному в його середній течії [143; 145].

У весняний період основним джерелом є талі снігові води, з травня по жовтень переважає дощове живлення, а потім домінуюче значення мають підземні води, велика кількість опадів разом зі значним нахилом поверхні викликає високий стік.

До найбільших витрат води в Дністрі приводять весняне танення снігу та інтенсивні літньо-осінні дощі, які значною мірою визначають якість води у верхній частині ріки. Для гідрологічного режиму Дністра характерно те, що найвищі рівні спостерігаються під час літніх паводків, але в окремі роки вони можуть бути найвищими під час осінніх і навіть зимових паводків.

Весняне підняття рівня починається в середньому в кінці лютого – на початку березня. Весняна повінь на Дністрі посилюється дощами і тому проходить декількома хвилями. Під час повені вода піднімається від 8 см до 166 см, а інколи – до 3,5–5,5 м за добу.

У літньо-осінній період спостерігається до 3–5 паводків, а в окремі роки 12–15. Середня тривалість паводків 10–25 днів,

максимальна – 55 днів. Рівень води під час паводків піднімається до 0,5–2 м і навіть до 6 м за добу і більше.

Басейн ріки поділяється на три частини: карпатську, волино-подільську і південну. В карпатській гірській частині басейну при площі водозбору 17 % від загальної формується близько 50 % сумарного водного стоку, а на волино-подільській території – до 30 % стоку Дністра при площі 20 % водозбору. Решта водозбірної площі (63 %) припадає на південну частину, де поповнюється 20 % водних ресурсів ріки.

Формування гідрохімічного та гідрологічного режиму Дністра визначається гідрологічною фазою водного режиму. На всьому протязі річки мінералізація води помірна. Склад води гідрокарбонатно-кальцієвий, другого, іноді першого типу [145; 152].

Сезонні зміни гідрохімічного режиму виражаються в коливанні величин мінералізації води в межах від 200 мг/дм³ до 600 мг/дм³.

Величини зміни мінералізації води і співвідношення домінуючих іонів по течії річки різняться. У верхній частині басейну під час весняної повені мінералізація води коливається від 200 мг/дм³ у багатоводні роки до 245 мг/дм³ у маловодні. У складі іонів домінують HCO^- і Ca^{2+} .

У межень мінералізація в багатоводні і маловодні роки досягає 260 мг/дм³ і 460 мг/дм³ відповідно. В середній частині у формуванні стоку Дністра беруть участь майже всі його ліві притоки, що стікають зі схилів Волино-Подільського плато. На ділянці в період межені величини мінералізації в багатоводні роки складають 460 мг/дм³, а в маловодні – 685 мг/дм³.

На всій протяжності річки вода характеризується помірною жорсткістю. За час повені й літніх паводків у верхній течії річки величини загальної жорсткості коливаються в межах 2,4–3,9 ммоль/дм³, у час межені перевищують 4,1–4,5 ммоль/дм³. У середній і нижній течіях річки загальна жорсткість у паводок

не перевищує $4,5 \text{ ммоль/дм}^3$, а у межень – $6,1 \text{ ммоль/дм}^3$ [142; 145].

Вміст органічних речовин, а також деяких біогенних елементів у річковій воді коливається в широких межах у зв'язку із забрудненням річки стічними водами. Річка помітно забруднюється після скиду стічних вод біля м. Самбір, окисність води при цьому становить 18 мгО/дм^3 . На забруднених ділянках у верхній течії річки величини перманганатної окиснюваності в повені коливаються в межах $1,2\text{--}4,6 \text{ мгО/дм}^3$, у межень досягають $10,8 \text{ мгО/дм}^3$. У середній Волино-Подільській частині річки в період весняної повені і літньо-осінніх паводків окиснюваність води становить від $2,7 \text{ мгО/дм}^3$ до $7,0 \text{ мгО/дм}^3$, а в межень досягає $4,1\text{--}9,6 \text{ мгО/дм}^3$. У нижній частині під впливом Дубоссарського водосховища вміст органічних речовин у річковій воді дещо збільшується. В період весняних паводків величини окиснюваності коливаються в межах $4,0\text{--}9,3 \text{ мгО/дм}^3$, досягаючи в період межені $11,1 \text{ мгО/дм}^3$ [142].

У водах Дністра протягом року спостерігається висока концентрація нітратів. Під час весняних паводків концентрація іонів NO_3 $1\text{--}2 \text{ мг/дм}^3$, у межень їх вміст змінюється від 0 мг/дм^3 до $0,5 \text{ мг/дм}^3$ і тільки в поодиноких випадках – до $1,0 \text{ мг/дм}^3$ [112].

Концентрація фосфатів у воді за різні сезони коливається в межах від $0,002 \text{ мг/дм}^3$ до $0,064 \text{ мг/дм}^3$. За час паводків у водах Дністра в окремих випадках зафіксовано високий вміст заліза: $0,7\text{--}4,00 \text{ мг/дм}^3$, у межень він не перевищує $0,20 \text{ мг/дм}^3$. Вміст кремнію у водах Дністра звичайно в середньому $4,0 \text{ мг/дм}^3$ і тільки іноді $7\text{--}10 \text{ мг/дм}^3$.

За величинами мінералізації і загальної жорсткості води Дністра на всій його протяжності характеризуються добрими іригаційними і технічними якістьми. Питна якість води в річці залежить від промислово-побутових викидів і тому

використання річкової води для питного водопостачання можливе тільки після відповідної очистки. Технічна якість води Дністра понижується внаслідок високої її каламутності, здебільшого при паводках.

Запах, забарвленість, каламутність мають велике значення для оцінки якості води, оскільки сприймаються людиною як непряме свідчення наявності у воді шкідливих для здоров'я речовин.

Характер запаху проб води р. Дністер – річковий, і за даним показником вона в основному відповідає 1-му класу, хоча і зустрічаються прояви в пробах води 2-го класу.

Із прозорістю пов'язана інтенсивність фотосинтезу та перебіг біохімічних процесів, які потребують освітлення. Максимальна прозорість в осінньо-зимовий період 24–28 см, а мінімальна – у веснянно-літній період 17–13 см [149].

Мінімальне значення завислих речовин складає $0,5 \text{ мг/дм}^3$ – зимова межень 1997 р., а максимальне 450 мг/дм^3 – у літній паводок 2008 р. Багаторічні результати досліджень показали, що максимальні значення завислих речовин формуються в літній паводок (рис. 5.16).

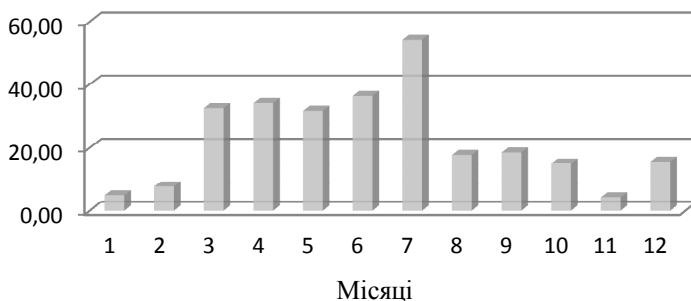


Рис. 5.16. Середньомісячний вміст завислих речовин у воді р. Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Висока забарвленість означає понижені органолептичні властивості води, зменшує вміст розчиненого кисню. За забарвленістю проби води р. Дністер відповідають другому класу.

Найбільші зміни забарвленості спостерігаються у весняний та літній період (рис. 5.17). Максимальні значення забарвленості також характерні для даного періоду. Так, у травні 1997 р. забарвленість складала 180 градусів.

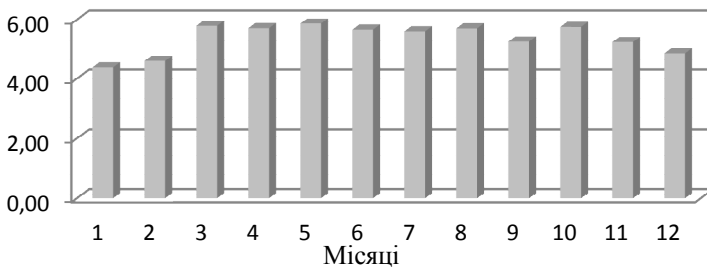


Рис. 5.17. Середньомісячні значення забарвленості води р. Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Найбільш характерним показником води, яка потребує першочергового поліпшення при її підготовці для питних цілей, є каламутність. Визначений контрольний коефіцієнт каламутності води в розвинутих країнах дорівнює 0,7–0,9 мг/дм³, а в Україні – 1,5 мг/дм³. Чим каламутніша вода, тим більше в ній хвороботворних мікроорганізмів (бактерій). Каламутність води підвищується при дощах, паводках. Як правило, зимовий рівень каламутності у водоймі найбільш низький, найбільш високий весною і під час літніх дощів (рис. 5.18).

Максимальні значення каламутності в районі водозабору в паводковий період складають від 800 мг/дм³ і до 2000 мг/дм³. За багаторічними середньомісячними значеннями проби води

р. Дністер відповідають 1-му класу, а під час паводків та повеней – 2-му класу.

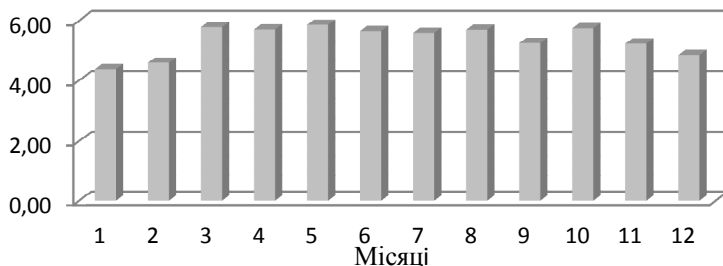


Рис. 5.18. Середньомісячні значення каламутності води р. Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Активну реакцію води виражають водневим показником (рН), який дозволяє правильно визначити ступінь кислотності або лужності води, відіграє значну роль при обробці води і розвитку водяних рослин [60; 61]. Норма активної реакції поверхневих вод для водопостачання має бути в межах 6,5–8,5 од. рН. На рис. 5.19 відображено середньомісячні багаторічні значення рН за 1995–2008 рр.

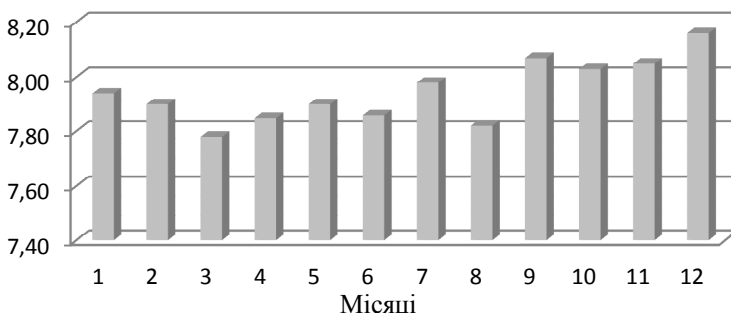


Рис. 5.19. Середньомісячні значення рН води річки Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Значення показника відповідає 1-му класу, підвищення рН припадає на літньо-осінні періоди. Так, мінімальне значення складає 6,5 од. рН, а максимальне – 8,95 од. рН. Плаваючих домішок і нафтових плівок у пробах води з р. Дністер не спостерігалось.

У залежності від ступеня забруднення вода містить речовини, що окиснюються сильними окиснювачами (наприклад, перманганатом, біхроматом та ін.). Кількість кисню, еквівалентна витраті окиснювача на окиснення забруднень, називається окисністю. Максимальні значення у весняно-осінній період (рис. 5.20). Мінімальні значення складають 2,6 мгО/дм³, а максимальні – 11,5 мгО/дм³. При нормі 7 мгО/дм³ ми отримали 11,5 мгО/дм³, що дає підстави відносити р. Дністер до 2-го класу.

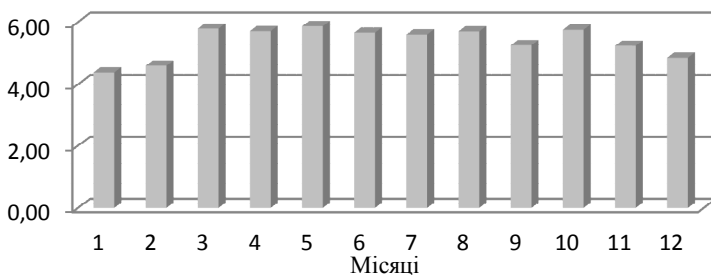


Рис. 5.20. Середньомісячні значення перманганатної окиснюваності води р. Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Стабільно сприятливий кисневий режим р. Дністер у місці відбору проб. Вміст розчиненого кисню в межах 5,3–17,1 мгО₂/дм³, що цілком достатньо для забезпечення хімічних і біохімічних реакцій окиснення. Максимальні значення в зимову межень (рис. 5.21).

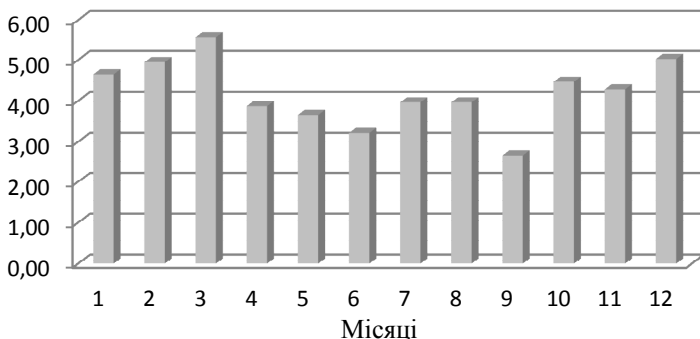


Рис. 5.21. Середньомісячний вміст розчиненого кисню води р. Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

При нормі БСК_п для 1-го класу не більше 3 значення загального біологічного споживання кисню складає до 10,8 мгО₂/дм³. Тобто за даним показником проби води р. Дністер належать до 3-го класу. Значення БСК_п значно зростає у зимово-весняний період (рис. 5.22). З 2000 р. значення БСК_п у порівнянні суттєво знизились, що пояснюється зменшенням антропогенного навантаження на басейн річки Дністер).

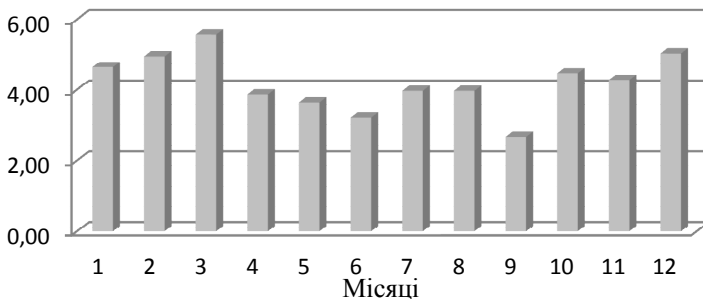


Рис. 5.22. Середньомісячні значення БСК_п води р. Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Нижнім граничним рівнем мінералізації, який забезпечує оптимальну рівновагу адаптивних реакцій, є мінералізація на рівні 100 мг/дм³.

Для поверхневих вод 1-го класу загальна мінералізація повинна бути не більше 1000 мг/дм³, а вміст сульфатів і хлоридів не більше 500 і 350 мг/дм³ відповідно. Так, з 1995 по 2008 р. вміст хлоридів був у межах 16,5–95 мг/дм³, а сульфатів – 31–367 мг/дм³. За показниками сольового складу проби води р. Дністер належать до 1-го класу.

Загальна жорсткість зумовлюється наявністю в ній іонів кальцію і магнію. Якщо у воді їх значна кількість, то це робить її непридатною для господарсько-побутових потреб і багатьох технологічних процесів.

Загальна жорсткість змінюється як за роками, так і по сезонах року (рис. 5.23). У зиму межень значення складають 4,2–9,4 ммоль/дм³, а в літню – 3,3–8,2 ммоль/дм³. У літню межень загальна жорсткість води р. Дністер зменшується, а в зиму – збільшується.

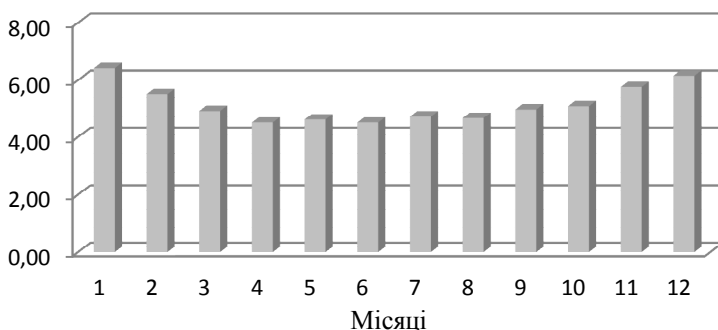


Рис. 5.23. Середньомісячні значення загальної жорсткості води р. Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Екстремальний паводковий період 2008 р. спричинив насичений схиловий та заплавний змив побутових та технічних

відходів і, відповідно, збільшення антропогенного забруднення у створі водозабору.

Залізо і марганець у значних кількостях роблять воду непридатною для пиття, промислових і господарських потреб, а також сприяють розвитку залізистих і марганцевих бактерій, що можуть продуктами своєї життєдіяльності забивати водопровідні труби. Середньомісячні значення заліза загального за багаторічний період у воді річки Дністер у районі водозабору с. Митків наведено на рис. 5.24.

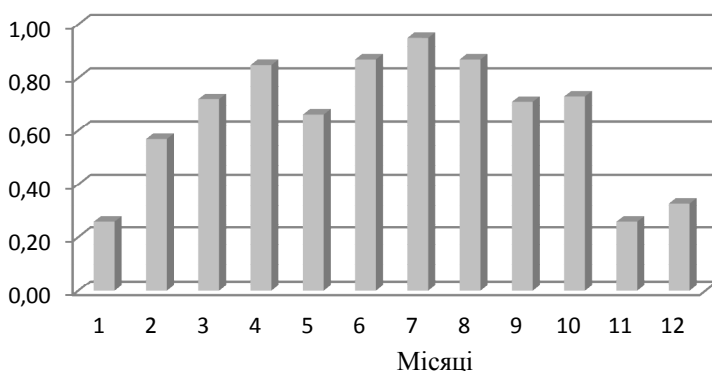


Рис. 5.24. Середньомісячний вміст заліза загального у воді р. Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Спостерігається стрімке зменшення вмісту заліза загального в літню межень за роками. Максимальне значення в 1996 р. склало $2,7 \text{ мг/дм}^3$, 2002 р. – $1,05 \text{ мг/дм}^3$, а в 2008 р. – $0,15 \text{ мг/дм}^3$.

За середньомісячними значеннями р. Дністер за вмістом заліза загального належить до 2-го класу, а за багаторічними – до 1-го.

За період досліджень (1995–2008 рр.) встановлено різке сезонне коливання марганцю у воді р. Дністер. За багаторічними отриманими даними, р. Дністер за вмістом

марганцю можна віднести до 1-го класу, оскільки усереднені дані за досліджуваний період складають 0,014–0,041 мг/дм³ при нормі – 0,1 мг/дм³.

Для питної води показник лужності не нормується, але його визначення має сенс, оскільки, залежно від рН і лужності, вода з твердістю вище 4 ммоль/дм³ може викликати в розподільній системі відкладення шлаків і накипу. За результатами багаторічних досліджень середнє значення лужності складає від 3,2 ммоль/дм³ до 4,48 ммоль/дм³. За сезонами значення лужності збільшується взимку.

Кількість солей, які містяться в природних водах, характеризується величиною сухого залишку. За отриманими даними, води р. Дністер у місці водозабору відносять до прісних, позаяк їх значення у межах 100–1000 мг/дм³ (рис. 5.25).

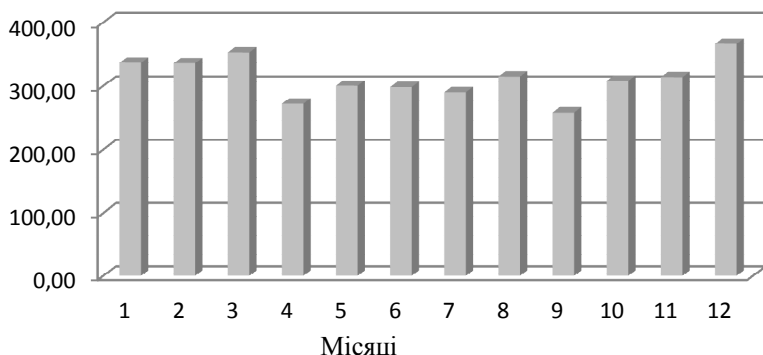


Рис. 5.25. Середньомісячні значення сухого залишку води р. Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Найвищі значення сухого залишку зафіксовано в зимову межень, середньомісячні багаторічні значення складають 336–367 мг/дм³.

Із широкого спектра забруднень поверхневої води неорганічної природи найпоширеніші іони азотної групи –

аміак, нітрити, нітрати. Аміак впливає на органолептичні властивості води, а при отруєнні нітратами порушується робота серцево-судинної, дихальної і центральної нервової систем.

Середньомісячні значення багатолітніх досліджень азоту амонійного складають від 0,39 мг/дм³ у зимову межень, до 0,82 мг/дм³ у весняний період, азоту нітратів – від 0,1 мг/дм³ до 5,37 мг/дм³, а азоту нітритів – 0,052–0,080 мг/дм³, що не перевищує вимог ГДК.

За результатами досліджень у пробах води р. Дністер у районі водозабору органічні забруднення відсутні або не перевищують вимог ГДК.

Серед шкідливих речовин у воді особливе місце займають неорганічні речовини токсичної дії (важкі метали). Вони потрапляють до водойми у складі промислових стічних вод, через атмосферу та ґрунт і належать до найрозповсюджених та небезпечних забруднюючих речовин. Зіставлення середньорічних значень вмісту шкідливих речовин у воді р. Дністер дозволяють зробити висновок, що їх концентрація в основному відповідає межам додатка СанПіН 4630.

Непрямим показником бактеріального забруднення води є загальне мікробне число (ЗМЧ), оскільки характеризує загальний вміст мікроорганізмів у воді без їх якісної характеристики. За наслідками визначення ЗМЧ не можна однозначно судити про наявність у воді патогенних мікробів. Проте високе мікробне число (більше 100 мікроорганізмів) свідчить про загальну бактеріологічну забрудненість води і про високу вірогідність наявності патогенних організмів (рис. 5.26).

Результати досліджень, наведені на рис. 5.26, вказують на те, що в літню межень вода річки Дністер у місці водозабору може бути забруднена патогенними мікроорганізмами.

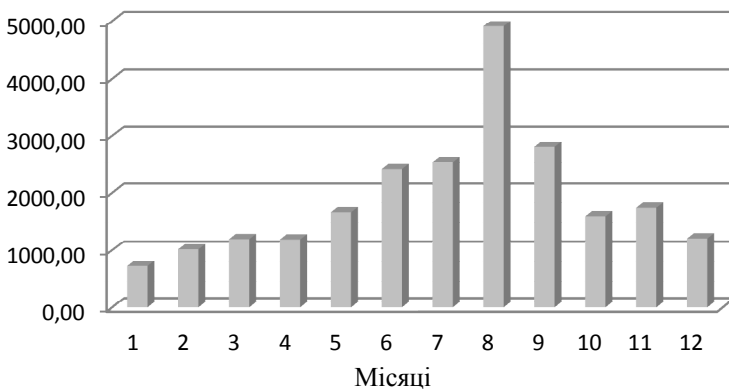


Рис. 5.26. Середньомісячні значення ЗМЧ води річки Дністер за багаторічний період (1995–2008 рр.)

Мікробіологічні показники характеризують забруднення води патогенними мікроорганізмами. За отриманими результатами індексу ЛКП, проби води з р. Дністер можна віднести до 3-го класу (табл. 5.10).

Таблиця 5.10

Внутрішньорічний розподіл ЛКП у річці Дністер 1995, 2004, 2008 рр.

Місяць	Значення ЛКП у роки, шт. в 1 дм ³ води		
	1995	2004	2008
січень	5264	2000	-
лютий	4206	1000	-
березень	4588	31531	-
квітень	11610	30630	43222
травень	12242	24000	54335
червень	15674	-	19337
липень	12616	-	9397
серпень	-	-	1243
вересень	-	-	58455
жовтень	-	-	21456
листопад	-	-	41084
грудень	-	53153	33574

Щодо мінливості ряду параметрів якості поверхневих вод виокремлюємо сезони, місяці, коли показники якості води не відповідають вимогам 1-го класу.

В усій системі інгредієнтів, доступних для вимірювання чи дослідження мінливості якості води в процесі її транспортування, є невелика група показників, які засвідують науково-методичний аналіз особливостей просторової та часової мінливості; досить повно відображають специфіку якості води відповідного регіону чи басейну; мають достатню чутливість до процесів трансформації в системі водозабір – споживач, метрологічні достовірні надійні ознаки, а, отже, визначаються як репрезентативні [132].

Тому для оцінки трансформації якості питної води запропоновано такі показники: каламутність, залізо загальне, вільний залишковий хлор, ЗМЧ.

Якість питної води

в підсистемі водозабір – резервуар чистої води

Трансформація якості питної води в підсистемі водозабір – резервуар чистої води відбувається під дією технологічних процесів освітлення (коагулянт сульфат алюмінію та флокулянт – магнафлок), фільтрування та знезараження питної води (використання рідкого хлору й гіпохлориту натрію), транспортування по сталевих та бетонних водогоних від річки Дністер до резервуару чистої води «Попова» [147].

Етапи транспортування води у водогоні формуються кількома проміжними станціями резервуара чистої води, що змінює як режим швидкості потоку, так і величини параметрів якості (табл. 5.11).

Каламутність води в РЧВ «Вікно» в межах норми за всі роки досліджень, причому значення каламутності, як середні, так і максимальні, від 1995 до 2005 року зменшувалися за рахунок поліпшення технології очистки води та якості поверхневих вод.

Але на останньому етапі при транспортуванні води до РЧВ «Попова» спостерігалось значне в 1995 р. і незначне в 2008 р., підвищення каламутності питної води, спричинене забрудненням водогонів. У 2008 р. проби питної води за каламутністю відповідають нормі.

Таблиця 5.11

Зміни каламутності та процеси трансформації
якості питної води від р. Дністер до РЧВ «Попова»

Місце відбору проби	Каламутність, мг/дм ³ середні/максимальні значення за роки		
	1995	2004	2008
р. Дністер	110,00/350	23,00/193	51,00/450,00
РЧВ «Вікно»	0,40/0,60	0,00/0,10	0,00/0,10
РЧВ «Шубранець»	1,34/2,00	0,47/1,27	0,11/0,80
РЧВ «Попова»	1,39/2,00	0,57/1,60	0,22/0,46

Значення вмісту заліза загального в питній воді початкового етапу тільки за максимальними багаторічними значеннями перевищували норматив у 2,6 разу (табл. 5.12).

Таблиця 5.12

Зміни заліза загального у водогоні
від р. Дністер до РЧВ «Попова»

Місце відбору проби	Залізо загальне, мг/дм ³ середні/максимальні значення за роки		
	1995	2004	2008
р. Дністер	0,93/2,60	0,39/0,96	0,07/0,18
РЧВ «Вікно»	0,16/0,36	0,09/0,43	0,06/0,13
РЧВ «Шубранець»	0,17/0,90	0,16/0,18	0,02/0,08
РЧВ «Попова»	0,21/0,90	0,15/0,17	0,06/0,15

Уміст заліза загального у 2004 р. складав 2,6 мг/дм³ при нормі 1 мг/дм³ для джерела водопостачання 1-го класу. При транспортуванні води до РЧВ «Попова» вміст заліза загального у 1995 р. підвищувався з 0,16 мг/дм³ до 0,21 мг/дм³ і перевищував норму, що відповідає і досить високим концентраціям у річкових водах. Так, його максимально річне разове значення складає 2,6 мг/дм³. Значне зниження вмісту

заліза загального у р. Дністер, від 0,93 мг/дм³ у 1995 р. до 0,07 мг/дм³ у 2008 р., значно зменшує надходження його в РЧВ «Попова».

Найбільш поширеним методом для знезаражування води є хлорування, причому до 1974 р. вважалось, що воно не справляє шкідливого впливу на людину [96; 97]. Американські науковці в 1974–1976 рр. виявили, що під час хлорування утворюються галогенмісткі сполуки (ГМС), а також те, що хлороформ та деякі інші леткі тригалометани (ТГМ) сприяють утворенню пухлин. Нині проблемі канцерогенності ТГМ у питній воді приділяється велика увага дослідників у всьому світі [155; 157]. Вільний хлор дуже активний, що призводить до появи хлоропохідних елементів. Зв'язаний з органічною речовиною, він не вивірюється з води. В табл. 5.13 наведено результати трансформації якості питної води від РЧВ «Вікно» до РЧВ «Попова» за вмістом вільного хлору.

Таблиця 5.13

Трансформації якості питної води
від РЧВ «Вікно» до РЧВ «Попова» за вмістом вільного хлору

Місце відбору проби	Хлор залишковий вільний, мг/дм ³ середні/максимальні значення за роки		
	1995	2004	2008
р. Дністер	-	-	-
РЧВ «Вікно»	0,32/0,61	0,41/0,72	0,61/0,92
РЧВ «Шубранець»	0,25/0,55	0,3/0,56	0,73/1,5
РЧВ «Попова»	0,34/0,79	0,49/0,54	0,59/0,72

Середньорічні максимальні значення концентрації вільного хлору впродовж 1995–2008 рр. у три рази перевищували санітарну норму (0,5 мг/дм³), що відбиває надлишковий режим хлорування та нагромадження реагенту на кожному РЧВ.

Мікробіологічні забруднення (табл. 5.14) у створі водозабору оцінювали загальним мікробним числом. Після хлорування дністровської води і дохлорування обробленої води значення ЗМЧ відповідали вимогам нормативу.

Таблиця 5.14

Зміни ЗМЧ у водогоні від р. Дністер до РЧВ «Попова»

Місце відбору проби	ЗМЧ, КУО/см ³		
	середні/максимальні значення за роки		
	1995	2004	2008
р. Дністер	1789,0/2823,0	427,0/979,0	408/840
РЧВ «Вікно»	13,7/19,0	7,8/10,8	6,0/7,3
РЧВ «Шубранець»	13,8/16,0	8,8/12,0	5,8/8,3
РЧВ «Попова»	8,6/10	8,3/12	7,2/9,8

При транспортуванні питної води на етапі від РЧВ «Вікно» до РЧВ «Попова» спостерігався ріст значень ЗМЧ на 10–20 % тільки у 2008 р.

Інфільтраційні водозабірні станції «Біла» та «Магала» використовують для водопостачання підрусові води р. Прут. Трансформаційні процеси відбуваються у фазі введення коагулянту та хлорування води. Підрусові води мають ознаки підвищеного вмісту заліза загального (табл. 5.15).

Таблиця 5.15

Часова мінливість концентрації загального заліза поверхневих та підрусових вод р. Прут, мг/дм³

Рік	Місце відбору проб	Місяць											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1995	р. Прут	0,8	0,7	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
	РЧВ «Біла»	0,5	0,4	0,3	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	РЧВ «Магала»	0,0	0,1	0,4	0,1	0,2	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2004	р. Прут	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
	РЧВ «Біла»	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
	РЧВ «Магала»	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1

Значення каламутності у р. Прут в 1995 р. перевищують вимоги нормативу 1,2–2,2 рази, а в РЧВ «Біла» та «Магала» ці перевищення в основному спостерігаються у весняно-літній період (табл. 5.16).

Таблиця 5.16

Каламутність води в інфільтраційних (підруслових)
джерелах водопостачання, мг/дм³

Рік	Місце відбору проб	Місяць											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1995	р. Прут	1,0	1,2	1,3	0,9	2,2	1,7	1,6	1,4	0,4	0,9	1,4	1,1
	РЧВ «Біла»	0,8	1,0	1,1	1,5	1,6	1,3	1,3	0,7	1,0	0,6	1,0	0,9
	РЧВ «Магала»	0,4	0,6	1,0	0,9	0,8	0,5	0,3	0,2	0,5	0,3	0,3	0,3
2004	р. Прут	0,6	1,7	1,9	2,0	1,8	1,5	1,6	2,3	1,2	0,8	1,4	0,6
	РЧВ «Біла»	0,7	1,3	1,3	1,5	1,4	1,1	1,2	1,2	1,0	0,8	1,4	1,1
	РЧВ «Магала»	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,2	0,0

Виявлено кореляцію поверхневої води та профільтрованої і обробленої, що підготовлена до транспортування у водогін.

Перевищення значень ЗМЧ у РЧВ «Біла», «Магала» не спостерігається, а в р. Прут ці значення максимальні у зиму та літню межень (1995 р.) (табл. 5.17).

Таблиця 5.17

Концентрація загального мікробного числа (ЗМЧ) поверхневих вод та інфільтраційних (підруслових) джерел водопостачання, КУО/см³

Рік	Місце відбору проб	Місяць											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1995	р. Прут	20	16	14	10	15	18	20	22	20	17	14	22
	РЧВ «Біла»	18	10	13	9	9	13	11	10	11	10	9	11
	РЧВ «Магала»	9	10	10	9	8	11	10	9	11	8	9	10
2004	р. Прут	2	180	150	110	120	80	20	260	180	70	75	35
	РЧВ «Біла»	12	15	13	16	14	10	15	13	12	10	12	10
	РЧВ «Магала»	3	5	3	4	5	6	3	4	3	4	4	4

У табл. 5.18 наведені результати досліджень проб питної води на вміст токсичних елементів у РЧВ насосних станцій.

Таблиця 5.18

Результати аналізів проб питної води РЧВ насосних станцій
на вміст токсичних елементів

Показник	Вміст токсичних елементів, мг/дм ³					
	РЧВ «Біла»	РЧВ «Магала»	РЧВ «Рогізна»	РЧВ «Вікно»	РЧВ «Шубра- нець»	РЧВ «Попова»
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>
Миш'як	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Свинець	0,005	0,006	< 0,005	0,008	0,007	0,008
Кадмій	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Залізо	0,135	0,159	0,121	0,092	0,161	0,109
Марганець	0,009	0,016	0,015	0,013	0,012	0,012
Мідь	0,005	0,005	0,004	0,008	0,006	0,006
Цинк	0,010	0,010	0,012	0,027	0,011	0,010
Нікель	0,006	0,006	0,007	0,003	0,006	0,006
Алюміній	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050
Молибден	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100
Ртуть	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Хром	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010
СНCl ₃	< 0,010	0,010	0,014	0,017	< 0,010	0,014
Дихлоретан	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
ССl ₄	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
Фенол	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Пестициди	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
ДДТ	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
ГХЦГ	< 0,00004	< 0,00004	< 0,00004	< 0,00004	< 0,00004	< 0,00004
Альдрін	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
ДДЕ	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
Кельтан	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.	не виявл.
Фториди	0,370	0,310	0,390	-	0,520	0,370
Ціаніди	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010

Зіставлення середньорічних значень вмісту токсичних елементів у воді за 2004 р. дозволяють зробити висновок, що їх концентрація в основному відповідає вимогам нормативного документа.

Особливості зміни якості питної води в розподільній мережі

Водопровідні мережі складаються з водоводів, магістральних мереж і розподільних трубопроводів [128]. Магістральні трубопроводи призначені для транспортування основних транзитних мас води. Розподільними трубопроводами подають воду від магістралей до місць споживання.

У процесі транспортування виникають такі вторинні забруднення: залишки синтетичних коагулянтів і флокулянтів, побічні продукти окиснення хлором, матеріали водопроводів, біоплівки на поверхні труб, мікроорганізми, корозійні явища.

Пункти спостережень за якістю води в розподільній мережі відповідають функціональному типу забудови міста та узгоджені з рядами систематичних відборів проб лабораторіями СЕС, водоканалу тощо; характеризують повторюваність опосередкованих значень якості питної води.

Для одержання фонових показників при оцінці просторового розподілу параметрів якості питної води використовується районування міста за джерелами споживання питної води: дністровські поверхневі води (водозабір «Митків»), прутські підрусліві (водозабори «Біла», «Магала»), підземні свердловини (водозабір «Рогізна») та окремі зони нецентралізованого водопостачання (рис. 5.27). Проби води відбиралися із водозаборів «Біла», «Магала», «Рогізна», РЧВ «Шубранець», РЧВ «Попова», а також із чотирнадцяти контрольних точок по м. Чернівці, які забезпечуються водою з даних джерел водопостачання: ВНС «Біла» – вул. Брідська, 3 (труба поліетиленова \varnothing 63 мм), вул. Левадна, 1 (труба стальна \varnothing 500 мм), вул. Корсунська, 9 (труба стальна \varnothing 300 мм); ВНС «Магала» – вул. Фастівська, лікарня (труба чавунна \varnothing 300 мм), вул. Білоруська, 25 ж (труба полівінілхлоридна \varnothing 225 мм), вул. Узбецька, 2; ВНС «Рогізна» – вул. Фестивальна, 2 (труба чавунна \varnothing 100 мм); ВНС «Шубранець» – вул. Хотинська, училище (труба стальна \varnothing 500 мм); РЧВ «Попова» –

вул. Лесі Українки, бібліотека (труба чавунна \varnothing 100 мм), вул. Гакмана, міська СЕС; вул. Руська, 23 (труба чавунна \varnothing 200 мм), вул. Стасюка, будинок побуту (труба чавунна \varnothing 150 мм), вул. Південно-Кільцева, школа (труба чавунна \varnothing 200 мм), вул. Південно-Кільцева, аптека (труба чавунна \varnothing 200 мм).



Рис. 5.27. Фонова якість питної води за підсистемами джерел водопостачання

Результати досліджень наведені в табл. 5.19–5.22.

Таблиця 5.19

Розподіл каламутності питної води в мережі міста

Місце відбору проби	Каламутність, мг/дм ³ середні/максимальні значення за роки		
	1995	2004	2008
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>
РЧВ «Шубранець»	1,34/2,00	0,47/1,27	0,11/0,82
вул. Хотинська	0,70/1,50	0,10/0,50	0,16/0,90
РЧВ «Попова»	1,39/2,00	0,57/1,60	0,22/0,42
вул. Лесі Українки	0,27/0,55	0,2/0,36	0,09/0,56
вул. Гакмана	0,84/1,22	0,09/0,31	0,07/0,28
вул. Руська, 23	0,84/2,0	0,04/0,14	0,00/0,31
вул. Стасюка	0,94/1,43	0,17/0,36	0,00/0,42
вул. Південно-Кільцева	0,96/1,60	0,13/0,34	0,1/0,50
вул. Південно-Кільцева	0,92/1,50	0,13/0,35	0,12/0,60
ВНС «Рогізна»	0,06/1,92	0,67/1,50	0,20/0,30
вул. Фестивальна	0,67/2,8	0,02/0,05	0,00/0,30
ВНС «Біла»	1,70/2,00	1,70/3,00	0,31/0,41
вул. Брідська	0,87/1,47	0,36/0,52	0,12/0,13
вул. Левадна	0,91/1,50	0,23/0,36	0,15/0,31
вул. Корсунська	0,69/1,45	0,35/0,54	0,04/0,45
ВНС «Магала»	0,51/3,63	0,52/1,17	0,10/0,28
вул. Фастівська	0,81/2,00	0,08/0,45	0,05/0,58
вул. Білоруська	0,47/1,50	0,04/0,10	0,00/0,21
вул. Узбецька, 2	0,55/1,40	0,06/0,11	0,00/0,23

Максимальні значення каламутності у 1995 та 2004 рр. в 1,2–2 рази перевищували вимоги нормативу. В РЧВ «Попова» та насосних станціях «Рогізна», «Біла», «Магала» 2008 р. ці величини знаходилися в межах норми.

Існують певні істотні часові зміни процесів трансформації якості питної води в розподільчій мережі міста: каламутність у 1995 р. у межах 0,27–0,96 мг/дм³; у 2004 – 0,04–0,20 мг/дм³; 2008 – 0,00–0,10 мг/дм³.

Упродовж 1995–2008 рр. в усіх ланках транспортування води каламутність суттєво спадає (рис. 5.28).

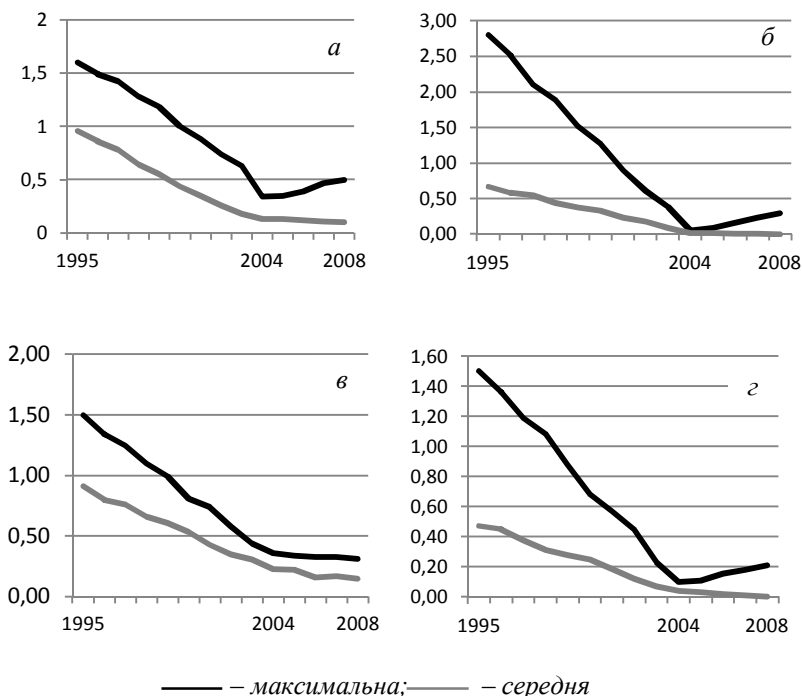


Рис. 5.28. Багаторічна зміна каламутності в межах фонових підсистем водопостачання міста:

а – поверхневого (РЧВ «Попова» – вул. Південно-Кільцева);

б – підземного (РЧВ «Рогізна» – вул. Фестивальна);

в, г – інфільтраційного (РЧВ «Біла» – вул. Левадна, РЧВ «Магала» – вул. Білоруська)

У пункті розподільної мережі по вул. Південно-Кільцевій максимальні значення каламутності в 2005 р. склали $1,6 \text{ мг/дм}^3$, вул. Фестивальній – $2,7 \text{ мг/дм}^3$, вул. Левадній – $1,5 \text{ мг/дм}^3$, вул. Білоруській – $1,5 \text{ мг/дм}^3$. У 2008 р. ці значення знизились до відмітки $0\text{--}0,5 \text{ мг/дм}^3$ (рис. 5.29).

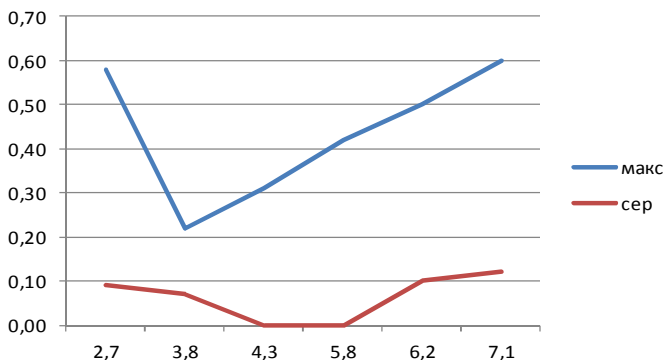


Рис. 5.29. Каламутність води в розподільчій мережі підсистеми поверхневого живлення міста (вул. Лесі Українки – Пд.-Кільцева) за 2008 р.

Таблиця 5.20

Вплив заліза загального на процеси трансформації якості питної води від РЧВ до споживача

Місце відбору проби	Залізо загальне, мг/дм ³		
	1995	2004	2008
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>
РЧВ «Шубранець»	0,17/0,90	0,16/0,18	0,02/0,05
вул. Хотинська	0,13/0,18	0,13/0,15	0,04/0,05
РЧВ «Попова»	0,21/0,90	0,15/0,17	0,06/0,10
вул. Лесі Українки	0,19/0,31	0,14/0,16	0,07/0,20
вул. Гакмана	0,17/0,32	0,15/0,17	0,08/0,23
вул. Руська, 23	0,14/0,28	0,15/0,16	0,08/0,12
вул. Стасюка	0,14/0,16	0,15/0,16	0,10/0,20
вул. Південно-Кільцева	0,13/0,16	0,15/0,16	0,13/0,18
вул. Південно-Кільцева	0,14/0,15	0,15/0,15	0,09/0,13
ВНС «Рогізна»	0,11/0,65	0,13/0,18	0,05/0,90
вул. Фестивальна	0,11/0,16	0,12/0,17	0,13/0,18
ВНС «Біла»	0,14/0,69	0,15/0,19	0,04/0,10
вул. Брідська	0,14/0,16	0,14/0,16	0,08/0,13
вул. Левадна	0,13/0,16	0,14/0,16	0,12/0,18
вул. Корсунська	0,14/0,16	0,13/0,16	0,10/0,16
ВНС «Магала»	0,11/0,84	0,14/0,29	0,05/0,15
вул. Фастівська	0,11/0,16	0,15/0,41	0,12/0,2
вул. Білоруська	0,12/0,16	0,13/0,16	0,14/0,22
вул. Узбецька, 2	0,12/0,15	0,14/0,16	0,14/0,22

Вміст заліза загального від 1995 до 2008 рр. скоротився від $0,19 \text{ мг/дм}^3$ до $0,07 \text{ мг/дм}^3$ за середньорічними значеннями. Проте за рухом у розподільній мережі його концентрація збільшується від $0,06 \text{ мг/дм}^3$ до $0,13 \text{ мг/дм}^3$ (вул. Лесі Українки – вул. Південно-Кільцева) – 2008 р. (рис. 5.30).

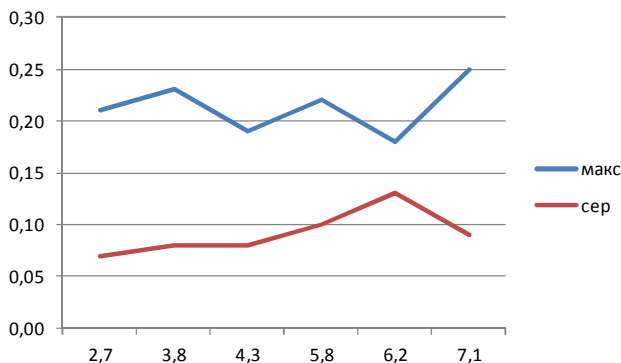


Рис. 5.30. Концентрація заліза загального в розподільчій мережі підсистеми поверхневого живлення міст (вул. Лесі Українки – Пд.-Кільцева) за 2008 р.

Сучасні експериментальні дослідження підтверджують накопичення концентрації заліза при транспортуванні через низькі швидкості руху води та потрапляння продуктів корозії до питної води (рис. 5.31).

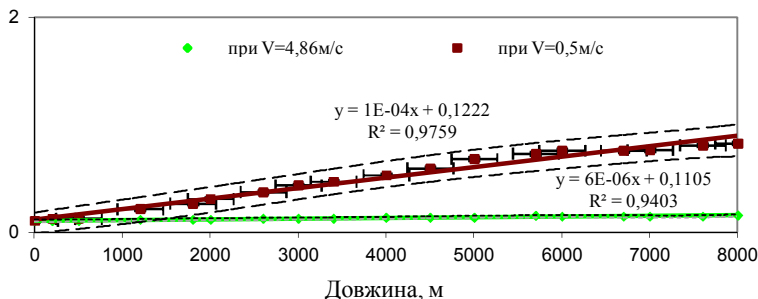


Рис. 5.31. Залежність концентрації заліза (C_{Fe}) від відстані між очисними спорудами і споживачем (L) [56]

У чернівецькій міській мережі ранжування факторів впливу на концентрацію загального заліза дещо інше. Провідними чинниками мінливості за розподільною довжиною є амортизаційний стан водовідних ліній, сам матеріал, частота аварійних випадків. Другим фактором виступає відстань за водоводом (рис. 5.32).

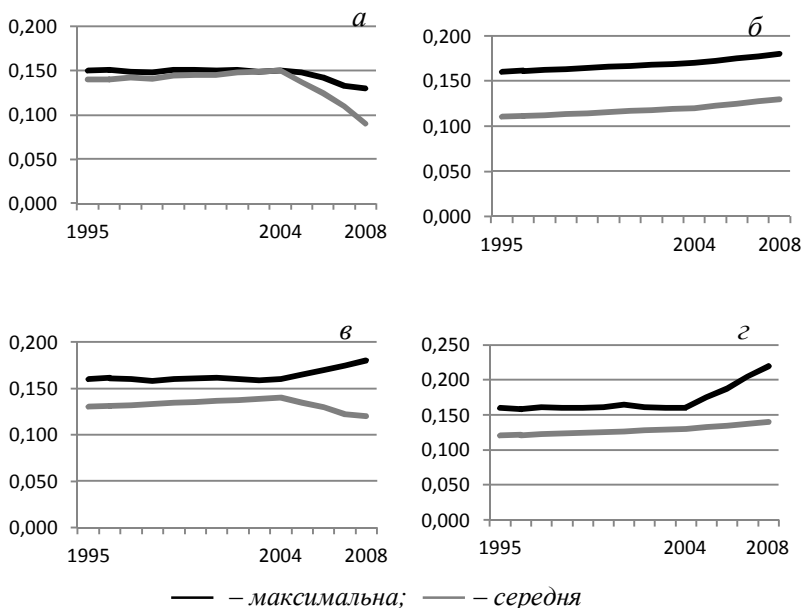


Рис. 5.32. Багаторічна зміна загального заліза в межах фонових підсистем водопостачання міста:

а – поверхневого (РЧВ «Попова» – вул. Південно-Кільцева);

б – підземного (РЧВ «Рогізна» – вул. Фестивальна);

в, г – інфільтраційного (РЧВ «Біла» – вул. Левадна, РЧВ «Магала» – вул. Білоруська)

Збільшення часу амортизації на 14 років підвищує концентрацію заліза і за середніми, і за максимальними значеннями на 20 % (рис. 5.32, б, г). Заміни окремих сталевих ділянок водоводу на пластмасові знижують її з 0,15 мг/дм³ до 0,08 мг/дм³ (рис. 5.32, а).

Однією з основних проблем питної води є утворення хлорорганічних з'єднань при первинному та повторному хлоруваннях (табл. 5.21).

Таблиця 5.21

Вплив хлору залишкового вільного на процеси трансформації якості питної води від РЧВ до споживача

Місце відбору проби	Хлор залишковий вільний, мг/дм ³ середні/максимальні значення за роки		
	1995	2004	2008
РЧВ «Шубранець»	0,25/0,55	0,30/0,56	0,73/1,51
вул. Хотинська	0,19/0,50	0,36/0,50	0,48/0,93
РЧВ «Попова»	0,34/0,79	0,49/0,54	0,59/0,79
вул. Лесі Українки	0,26/0,55	0,37/0,50	0,64/1,12
вул. Гакмана	0,27/0,53	0,45/0,57	0,93/1,55
вул. Руська, 23	0,20/0,64	0,28/0,50	0,55/1,65
вул. Стасюка	0,22/0,43	0,43/0,50	0,54/0,87
вул. Південно-Кільцева	0,18/0,34	0,42/0,50	0,52/0,76
вул. Південно-Кільцева	0,19/0,33	0,41/0,48	0,28/0,77
ВНС «Рогізна»	0,29/0,65	0,43/0,52	0,57/1,00
вул. Фестивальна	0,33/0,69	0,37/0,50	0,46/1,05
ВНС «Біла»	0,36/0,89	0,82/0,82	0,76/1,10
вул. Брідська	0,25/0,58	0,34/0,50	0,63/1,10
вул. Левадна	0,33/0,94	0,37/0,48	0,66/1,20
вул. Корсунська	0,23/0,49	0,36/0,62	0,68/1,22
ВНС «Магала»	0,32/0,49	0,31/0,80	0,76/1,45
вул. Фастівська	0,15/0,49	0,32/0,50	0,83/1,35
вул. Білоруська	0,32/0,56	0,29/0,50	0,82/1,22
вул. Узбецька, 2	0,33/0,57	0,30/0,52	0,84/1,20

Вміст вільного залишкового хлору в міській розподільчій мережі зменшується від 0,34 мг/дм³ до 0,18 мг/дм³ (1995 р.) (рис. 5.33).

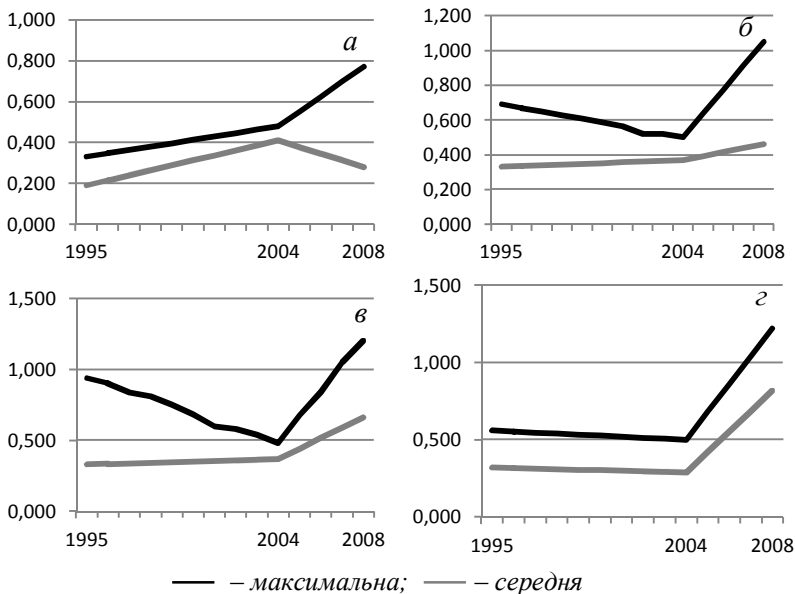


Рис. 5.33. Багаторічна зміна вільного залишкового хлору в межах фонових підсистем водопостачання міста:
а – поверхневого (РЧВ «Попова» – вул. Південно-Кільцева);
б – підземного (РЧВ «Рогізна» – вул. Фестивальна);
в, г – інфільтраційного (РЧВ «Біла» – вул. Левадна, РЧВ «Магала» – вул. Білоруська)

Активізація технологічних процесів, збільшення номенклатури та кількості реагентів помітно збільшили його концентрації від 1995 до 2008 р. (рис. 5.34) та перевищили норматив в 1,2–3,1 рази, особливо в мережі, наближеній до пункту останнього хлорування (резервуар чистої води).

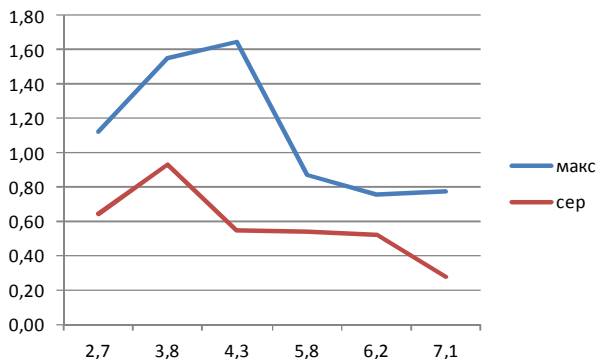


Рис. 5.34. Залишковий вільний хлор у розподільчій мережі підсистеми поверхневого живлення міста (вул. Лесі Українки – Пд.-Кільцева) за 2008 р.

Таблиця 5.22

Розподіл ЗМЧ процесів транспортування питної води від РЧВ до споживача

Місце відбору проби	ЗМЧ, КУО/см ³		
	середні/максимальні значення за роки		
	1995	2004	2008
РЧВ «Шубранець»	13,8/16,0	8,8/12,0	5,8/8,3
вул. Хотинська,	8,3/10,0	5,5/6,0	6,2/8,1
РЧВ «Попова»	8,6/10,0	8,3/12,0	7,2/9,8
вул. Лесі Українки	6,0/8,0	4,8/6,0	5,6/9,0
вул. Гакмана,	7,2/9,2	4,6/6,5	5,4/6,0
вул. Руська, 23	11,7/13,0	4,4/5,0	4,8/8,0
вул. Стасюка	10,2/14,0	6,4/7,0	5,65/7,90
вул. Південно-Кільцева	9,1/12,0	7,5/9,0	6,1/7,0
вул. Південно-Кільцева	9,12/13	8,1/9,0	6,3/7,9
ВНС «Рогізна»	5,07/10,0	4,8/9,0	2,9/4,1
вул. Фестивальна	6,7/10,0	7,5/10,0	3,7/4,5
ВНС «Біла»	10,5/18,0	11,8/18,0	6,8/8,0
вул. Брідська	4,33/6,0	3,7/5,0	2,8/4,0
вул. Левадна	7,13/8,0	3,2/5,0	3,2/4,4
вул. Корсунська	9,66/12,0	6,6/8,0	5,8/7,0
ВНС «Магала»	8,84/17,0	7,8/6,0	5,8/7,6

Продовження таблиці 5.22

вул. Фастівська	5,5/6,0	3,2/5,0	2,5/4,2
вул. Білоруська	13,0/16,0	3,5/4,0	3,6/4,5
вул. Узбецька, 2	13,4/16,0	3,8/3,0	3,7/4,6

При достатньому хлоруванні води в м. Чернівці перевищень значень ЗМЧ не спостерігається.

У 2004 р. нами також проводилася перевірка процесів трансформації якості питної води за рядом інших параметрів.

Відзначимо, що проби питної води, відібрані у споживачів (табл. 5.23), забруднені важкими металами, нітратами порівняно з пробями води на виході з водозабору. Так, вміст міді зростає в 2,3 разу, а вміст цинку – в 6,4 разу. Дані відхилення зумовлені вторинним забрудненням питної води (зношеність мережі тощо).

Поганий стан трубопроводів сприяє проникненню стічних вод. Проведено огляд мереж водовідведення за допомогою відеодіагностичної установки [154].

Види ушкоджень: труба сплюснута до еліпсу; тріщини на поверхні; порушення стиків, промив труби тощо.

Таблиця 5.23

Показники якості води від джерела водопостачання
до споживача

Показники якості води	р. Прут	р. Дністер	водозабір «Біла»	вул. Корсунська	водозабір «Магала»	вул. Фестивальна	водозабір «Рогівна»	вул. Хотинська	РЧВ «Попова»	вул. Пд.-Кільцева
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Запах, бали	1	1	1хл.	0/1	1 хл.	0/1	1 хл.	0/1	1 хл.	0/1
Присмак, бали	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0
Забарвленість, градуси	5	5	3	0	0	0	5	0	6	0

Продовження таблиці 5.23

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Каламутність, мг/дм ³	0,3	0,4	0,30	0,00	0,10	0,00	0,10	0,00	0,20	0,00
Окиснюваність, мгО/дм ³	3,5	6,0	1,72	2,7	2,4	2,6	2,88	2,96	2,66	2,83
Залізо, мг/дм ³	0,21	0,11	0,14	0,14	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,17
Хлориди, г/дм ³	41,0	37,0	38,0	40,0	36,0	50,0	48,0	39,0	51,0	48,0
Азот, мг/дм ³										
аміаку	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
нітритів	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
нітратів	2,1	3,0	5,8	4,8	0,00	6,00	0,00	6,60	0,00	5,00
Залишковий хлор, мг/дм ³	-	-	0,50	0,44	0,50	0,28	0,50	0,35	0,50	0,37
Мідь, мг/дм ³	0,004	0,005	0,006	0,005	0,007	0,009	0,008	0,013	0,007	0,012
Свинець, мг/дм ³	<0,01	<0,01	0,007	<0,01	0,006	<0,010	0,008	<0,010	0,007	<0,01
Цинк, мг/дм ³	0,003	0,004	0,014	0,086	0,013	0,410	0,010	0,015	0,014	0,016
Марганець, мг/дм ³	0,008	0,006	0,011	0,055	0,011	0,031	0,001	0,019	0,011	0,016
Алюміній, мг/дм ³	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Молібден, мг/дм ³	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Відомо, що достовірна оцінка результатів моніторингу об'єктів водопостачання, одержаних у різний час і в різних точках мережі, можлива при наявності спеціально розроблених критеріїв оцінки. Оскільки проблематично постійно контролювати якість води на всіх об'єктах, доводиться припускати з певною мірою достовірності відповідність оцінки за результатами наявних окремих розрізнених аналізів реальному стану системи водопостачання в цілому. В цьому випадку більш продуктивний не статистичний підхід, в основі якого – повторюваність однієї ситуації, а засади теорії надійності функціонування складних систем, яку цікавить якраз відсутність такої ситуації, а саме випадку відмови системи. Основним критерієм стабільності функціонування системи водопостачання є процент нестандартних за якістю проб питної води (табл. 5.24) [91].

Таблиця 5.24

Прояв нестандартності показників якості питної води
в системі водопостачання міста

Об'єкти досліджень	Хімічні дослідження, %			Бактеріологічні дослідження, %		
	1995	2004	2008	1994	2004	2008
Водопровідні насосні станції (ВНС)	14,0	0,2	0	11,1	0	0
Водопровідна мережа (ВМ)	22,5	0,6	0	23	1,0	0

Тому оцінено наднормовані величини за хімічними та бактеріологічними показниками 2004 р. і 2008 р. у порівнянні з 1995 роком.

Якість вод нецентралізованого водопостачання

Приблизно 30 % чернівчан використовують питну воду нецентралізованого водопостачання.

Для оцінки якості води у колодязях м. Чернівці відібрано проби, що за часом відповідають сезонній циклічності рівнів ґрунтових вод і просторовому розподілу особливостей живлення й експлуатації приватних чи громадських колодязів [146].

Використано власні дослідження та матеріали обласної СЕС, лабораторії ДКП Чернівціводоканал та інституту медико-екологічних проблем.

Санітарний стан 45 % криниць оцінено як «незадовільний». Результати обстеження показали, що в «задовільному» стані утримувалось 55 % з обстежених криниць. Основними причинами для такої оцінки були недостатня відстань від джерел можливого забруднення (менше 30 м) житлових будівель, відсутність глиняного «замка», відмостки, кришки, навісу, господарського відра тощо [19].

Строкатість умов формування та розвитку верхніх водоносних горизонтів, специфічний антропогенний тиск на них змушують нас визначати якість питної води нецентралізованого водопостачання як мінімум за відповідними зонами забудови. Тому для 1-ї зони забудови вибрано ділянку вул. Комунальників, для 2-ї – вул. Моріса Тереза, для 3-ї, найбільш заселеної, – вул. Комарова (3а), просп. Незалежності (3б). Водовмісні породи для 1-ї зони забудови – суглинки, глини з пісковиками та пісками, 2-ї – гравійно-галькові відклади, 3-ї – глини чорна та жовта, суглинки, пісок дрібнозернистий (за матеріалами Чернівецького загону ДП «Західукргеологія»).

Води колодязів міста Чернівців в основному відповідають вимогам нормативного документа за смаком та присмаком (3 бали), але є й випадки перевищень нормативних показників. Кольоровість, що опосередковано визначає органолептичні властивості води, змінюється з 0 градусів до 70 градусів, при нормі не вище 35 градусів.

Перевищення за каламутністю в основному спостерігається на 2-й ділянці зони забудови, що пов'язано з високим рівнем поверхневих (підшкірних) вод.

Санітарно-токсикологічні показники – хімічні показники, що нормуються за санітарно-токсикологічною ознакою шкідливості. Досліджена нами перманганантна окиснюваність (табл. 5.25) складає від 1,17 мгО/дм³ до 12,5 мгО/дм³, що перевищує нормативи ДСанПіНу (не більше 5,0 мгО/дм³).

Таблиця 5.25

Окиснюваність проб води з колодязів м. Чернівці

Ділянки зони	Окиснюваність, мгО/дм ³								
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1	9,28	2,34	3,64	2,10	3,34	4,20	6,86	1,96	3,84
2	5,44	7,02	3,26	3,30	3,70	3,80	12,50	2,18	1,49
3а	3,51	3,00	7,50	2,56	3,52	4,59	3,80	3,12	2,76
3б	2,08	5,57	4,45	4,45	1,17	2,75	5,86	4,56	2,83

Найбільше перевищень до 2005 року спостерігалось в колодязях 3-ї ділянки забудови [107].

За результатами досліджень встановлено (табл. 5.26), що вода в колодязях м. Чернівці за класифікацією належить до дуже жорсткої (верхня межа жорсткості води 10 ммоль/дм³).

Таблиця 5.26

Результати досліджень жорсткості проб води
з колодязів м. Чернівці

Ділянки зони	Жорсткість, ммоль/дм ³								
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1	6,40	8,00	7,60	9,60	15,00	5,40	9,79	9,00	12,40
2	13,80	12,80	12,90	9,60	10,20	11,20	14,6	10,60	13,80
3а	11,40	3,61	11,40	8,30	6,80	3,20	5,70	7,30	6,40
3б	11,40	5,51	11,60	11,00	8,40	9,70	12,00	11,00	10,10

Загальна мінералізація повинна бути не більше ніж 1000 мг/дм³, а вміст сульфатів і хлоридів – не більше 500 мг/дм³ і 350 мг/дм³ відповідно. За показниками сольового складу та за вмістом заліза перевищень нормативу немає.

Колодязі з найзабрудненою водою зустрічаються на території з високою густрою населення. В ландшафтно-функціональному розрізі виділено [19] такі нітратно-геохімічні аномалії: «Верхньо-Калічанська», «Центральноміська» та «Роша». Максимальна концентрація нітратів у Верхньо-Калічанській зоні (рис. 5.35).

Стан забруднення води в колодязях за неорганічними показниками в межах кожної із зон дослідження умовно задовільний. Найбільшу кількість точок спостережень за загальним мікробним числом вибрано для 2-ї зони заселення, де практично все населення (приблизно 40 тис.) користується виключно нецентралізованим водопостачанням (рис. 5.36).

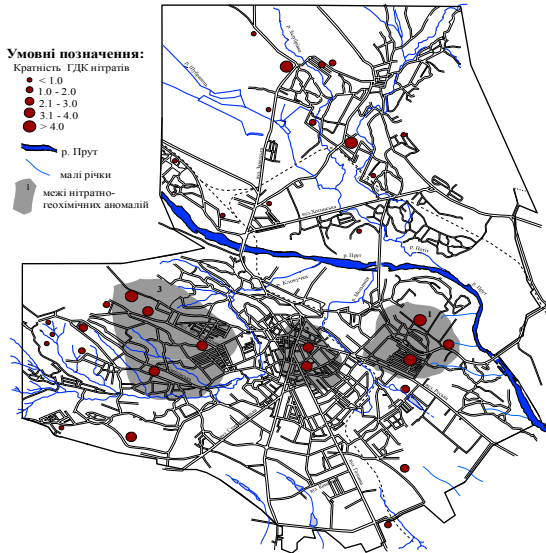


Рис. 5.35. Забруднення азотовмісними речовинами джерел нецентралізованого водопостачання м. Чернівці 2004 р. [19]

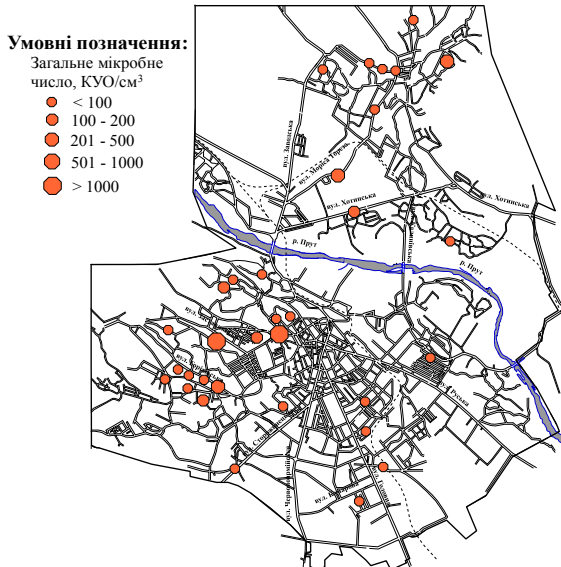


Рис. 5.36. Розподіл ЗМЧ у пробах води приватних і громадських колодязів

Спостерігається невідповідність проб води нормативним вимогам за мікробіологічними показниками (табл. 5.27).

Таблиця 5.27

Мікробіологічні дослідження криничної води за 2006 рік

ч/ч	Дата відбору	Місце відбору проби	Загальне мікробне число, КУО/см ³
1	5.01	вул. Іліуци 17	2
2	10.01	вул. Білгороденна, 4/1	23
3	18.01	вул. Учительська, 116	44
4	18.01	вул. Учительська, 112	46
5	18.01	вул. Учительська, 118	37
6	21.01	вул. Альпійська, 31	10
7	25.02	вул. Вільнюська, 9	56
8	9.03	вул. Січова, 71	23
9	15.03	вул. Варшавська, 3	23
10	24.03	вул. Курильська, 14	36
11	4.04	вул. Чорпівська, 12	17
12	19.04	вул. Сторожинецька	84
13	6.05	вул. Галицького, 198	28
14	12.05	3-й провулок Горіхівський, 2	18
15	18.05	вул. Кармелюка, 32	66
16	24.05	вул. Миколаївська, 8	15
17	2.06	вул. Залозецького, 7	56
18	13.06	вул. Естонська, 13	30
19	22.06	вул. Гусятинська, 49	186
20	6.07	вул. Омська, 29	385
21	15.07	вул. Тихорецька, 2а	1
22	22.07	вул. М. Тореза, 129	28
23	27.07	провулок Межибідський, 2	113
24	3.08	вул. Хотинська 33в	159
25	12.08	вул. Грибна, 2/1	288
26	23.08	вул. Весняна, 15	2720
27	2.09	вул. Горіхівська, 22	436
28	12.09	вул. Кіровозарська, 9/3	3280
29	20.09	вул. Квіткова, 3	98
30	30.09	вул. Бережанська, 8/2	1
31	10.10	вул. Галицька, 198	12
32	20.10	провулок Курильський, 12	143
33	7.11	2-й провулок Горіхівський	22
34	28.11	вул. Вербова, 12г	0

Ступінь безпеки води в епідемічному відношенні визначається двома непрямими показниками: ступенем загального бактеріального забруднення і вмістом бактерій групи кишкової палички: загальна кількість бактерій (ЗМЧ) у 1 см³ нерозбавленої води питної якості – не більше 100, кількість бактерій групи кишкової палички (БГКП) в 1 л води – не більше 3 (колі-індекс), або коли-титр > 300.

Вода в 25 % криниць містить перевищення за ЗМЧ (1,8–4,4 нормативу); у двох випадках спостерігається екстремум (27,2; 32,8 нормативу) на південно-західному та північному садибних масивах міста.

Розподіл якості питної води

Для проведення досліджень трансформації якості питної води у розподільній мережі вибрано 14 пунктів спостережень, що відповідають функціональному типу забудови міста. Принцип вибору узгоджено з рядами систематичних відборів проб лабораторіями СЕС, водоканалу тощо. Пункти, що наведені в роботі, відповідають повторюваності опосередкованих значень якості питної води за 4 – ма провідними показниками.

Як фонові показники відповідних спостережень використовується районування міста за джерелами споживання питної води: дністровські поверхневі води (водозабір «Митків»), прутські підрусліві (водозабори «Біла», «Магала»), підземні свердловини (водозабір «Рогізна») та окремі зони нецентралізованого водопостачання (див. рис. 5.27).

Весь процес формування фонових величин якості питної води в місті за умовами водозабору та процедурами обробки і транспортування поділяється на чотири підсистеми. Найкращу фонову якість централізованої питної води формують підземні джерела (північна частина міста).

У 2004–2008 рр. середньорічні значення каламутності коливались у межах 0,00–0,02 мг/дм³. Найменший у воді цієї

зони і вміст загального заліза: діапазон коливань від 0,11 мг/дм³ до 0,13 мг/дм³ протягом 1995–2008 рр. Середньорічні значення зберігають норму за хлором, проте максимальні значення перевищують її в 2,1 разу (2008 р.). Найнижчий в усій просторовій системі питної води міста і мікробіологічний параметр (ЗМЧ) (рис. 5.37–5.40).

Практично за всіма показниками в межах норми знаходяться і параметри якості води зони західної, центральної, східної правобережної частин міста. Перевищення за каламутністю зафіксовано в максимальних значеннях 1995 р. (до 2,0 нормативу). У 2004–2008 рр. вона не перевищувала 0,6 нормативу. Концентрації заліза (середні й максимальні) були в межах норми. Відповідна насиченість за хлором лише 2008 р. перевищувала норматив в 1,2–1,6 рази; 2,2–2,9 рази. ЗМЧ знаходилося в межах норми.

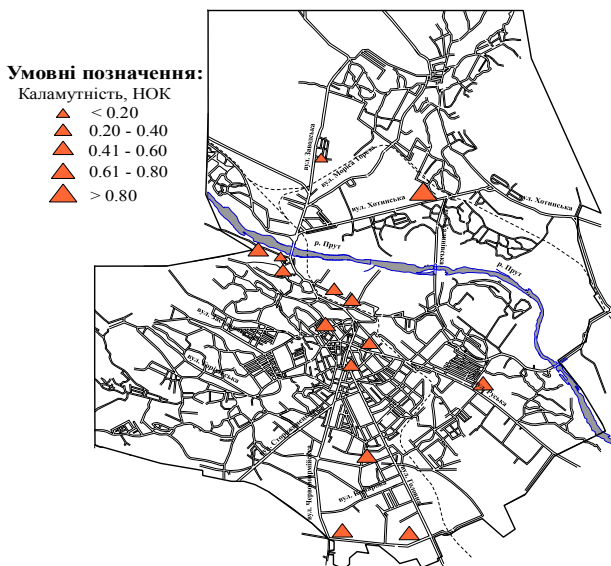


Рис. 5.37. Каламутність споживчої питної води в системі централізованого водопостачання міста (2008 р.)

Питна вода найбільшої центральної та південної зон міста найбільш забруднена, оскільки формується підсистемою дністровського водогону. Каламутність (тільки у 1995 р.) за максимальними значеннями перевищувала в 1,2–2,0 рази. Максимальна концентрація заліза в трьох випадках у нормі. Особливо значні фонові забруднення питної води хлором зафіксовано 2008 р. (середні від $0,5 \text{ мг/дм}^3$ до $0,9 \text{ мг/дм}^3$ при нормі не вище $0,5 \text{ мг/дм}^3$) та $0,8 \text{ мг/дм}^3$; $1,6 \text{ мг/дм}^3$ – максимуми. Загальне мікробне число було в межах норми.

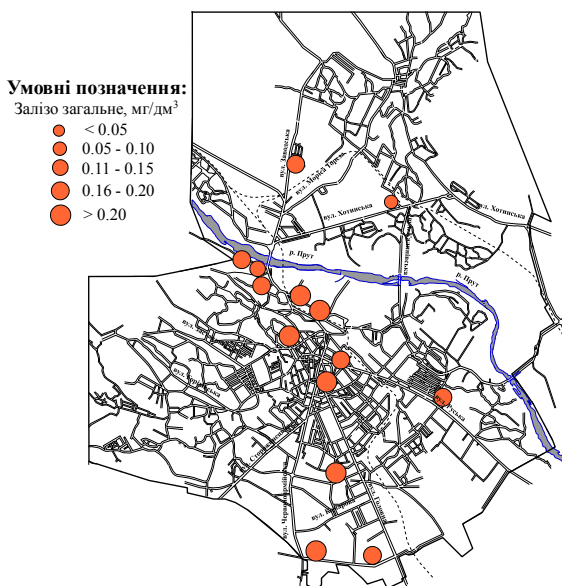


Рис. 5.38. Концентрація загального заліза в споживчій питній воді міста (2008 р.)

На відміну від централізованих джерел водопостачання, де санітарно-гігієнічні та технологічні умови витримують захист джерел водопостачання, насамперед інфільтраційних та підземних. Процес формування якості питної води в колодязях знаходиться під великим тиском фільтратів побутового

походження через окремі горизонти ґрунту. Останні транспортують як широкий діапазон номенклатури хімічного та бактеріологічного забруднень, що створює суттєві загрози екологічній безпеці джерела, споживача [25].

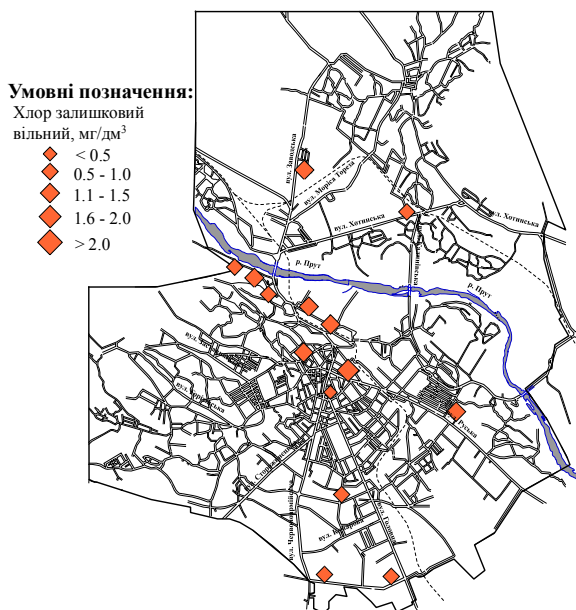


Рис. 5.39. Вільний залишковий хлор споживчої питної води в системі централізованого водопостачання міста (2008 р.)

У межах усіх трьох підсистем централізованого водопостачання міста просторовий розподіл параметрів якості питної води, крім вільного залишкового хлору, має майже лінійні кореляційні зв'язки з довжиною розподільного шляху мережі водопостачання.

Нецентралізоване водопостачання суцільно розміщується на південному заході та північному сході міста. Мікроареалами воно знаходиться і в зонах із водорозподільною мережею (в. т. ч. громадські колодязі).

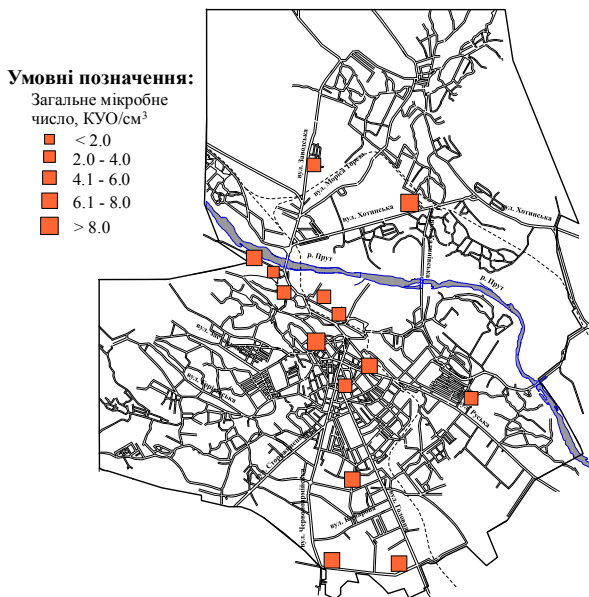


Рис. 5.40. Загальне мікробне число споживчої питної води в системі централізованого водопостачання міста (2008 р.)

Провідні забрудники знаходяться в центрі північної зони, південно-західних та північно-східних локальних контурах: азотовмісні речовини (від 3 до 4 ГДК); мікробіологічні забруднення (ЗМЧ) сягають 5–10 нормативів.

Отже, якість питної води окремих зон міста підпорядковується трансформаційним процесами водозабірних та водорозподільних підсистем, а також специфікою поширення й експлуатації нецентралізованих джерел.

У 1994 р. на об'єктах ВНС існувало 14,9 % випадків перевищення нормативів за хімічними та 13,2 % за бактеріологічними показниками серед усіх дослідів із визначення якості води. У ВМ відсоток перевищення стандарту склав 23,7 та 27 відповідно. Всі ці порушення у 2004 році знаходяться в межах одного відсотка.

5.3. Проблема антропогенних змін природних водних об'єктів

5.3.1. Антропогенні зміни гідрологічного режиму малих річок Чернівців

Гідрологічна вивченість

Гідрологічна вивченість річок міста Чернівці неоднакова, на деяких з них виконувались систематичні гідрологічні спостереження, інші досліджувались лише епізодично. Режимні гідрологічні спостереження в межах міста проводяться тільки на р. Прут, де вони були розпочаті у 1880 р. [44; 57]. Водомірний пост знаходиться поблизу автодорожнього мосту по вул. Гагаріна – Заводській, у 1,5 км вище впадіння р. Клокучка. Результати спостережень за період до 1895 р. не збереглись, починаючи з 1895 року є інформація про рівні води. Детально гідрологічний режим р. Прут у даному створі вивчений за період з 1945 р., починаючи з якого і до теперішнього часу накопичені результати спостережень, які проводились за методиками, прийнятими для підрозділів Гідрометслужби. Більше 20 років (26.05.1953 р. – 15.08.1075 р.) вивчався гідрологічний режим р. Дерелуй, водомірний пост Гідрометслужби знаходився в с. Молодія [98].

На річках Клокучка, Мольниця та Шубранець систематичні гідрологічні спостереження не проводились, їх гідрологічний і гідрохімічний режими вивчались під час досліджень екологічного стану річок м. Чернівці під керівництвом В.М. Гуцуляка та А.М. Николаєва [44; 64].

Живлення річок

Річки міста живляться поверхневими і підземними водами. Уявлення про співвідношення їх часток дає аналіз формування стоку річки Дерелуй. Характеристики джерел живлення річки, одержані шляхом розчленування гідрографів стоку типових за

водністю років, виконаного за методикою Б.І. Куделіна, наведені у табл. 5.28.

Таблиця 5.28

Джерела живлення річки Дерелуй

Рік, його водність	Забезпеченість річного стоку, %	Джерело живлення, його частка в об'ємі річного стоку, %		
		снігове	дощове	підземне
1969, багатоводний	3,27	11,2	66,1	22,7
1966, середній за водністю	40,6	26,2	50,6	23,2
1968, маловодний	82,7	27,7	27,4	44,9

Згідно з наведеними даними, основна (близько 77 %) частина стоку багатоводних та середніх за водністю років формується за рахунок поверхневого живлення. Об'єм поверхневого стоку утворюються, в основному, дощовими водами, частка яких складає 51–66 %, і значно перевищує частку снігової складової (11–26 %). Частка підземного живлення в об'ємі річного стоку складає близько 23%, різко (до 45 %) зростаючи у маловодні роки.

Для річок з високим ступенем урбанізованості басейнів частка поверхневого живлення зростає за рахунок збільшення площ зі слабофільтруючими поверхнями, наслідком чого є збільшення коефіцієнтів стоку.

Середня величина річного коефіцієнта стоку для антропогенно слабозміненого басейну р. Дерелуй, змінюючись у межах 0,08–0,39, становила, у середньому, 0,19. Значення коефіцієнтів стоку для водозборів малих річок міста значно вищі, їх величини визначаються особливостями ландшафтно-функціональної організації басейнів. Для басейнів малих річок Чернівців розраховані середньозважені (за частками площі водозбору з певним типом поверхні) річні коефіцієнти стоку. Деталізація їх значень виконана для десяти типів поверхні

урбанізованої території, значення коефіцієнтів стоку для кожного з них запозичені з [32; 52; 54].

Величини одержаних коефіцієнтів стоку наведені у табл. 5.29.

Таблиця 5.29

Коефіцієнти стоку та середні річні об'єми поверхневого стоку з водозбірних басейнів м. Чернівці

Водозбірний басейн	Площа водозбору, км ²	Коефіцієнт стоку	Середній річний об'єм поверхневого стоку, тис. м ³
р. Клоучка	18,4	0,59	7729
р. Мольниця	11,7	0,61	5082
р. Коровія (в межах міста)	8,79	0,59	3693
малих річок правого берега Пруту	5,16	0,52	1910
р. Шубранець (у межах міста)	21,3	0,55	8341

Як видно з табл. 5.29, величини коефіцієнтів стоку малих річок міста Чернівці утричі перевищують природні значення.

Окрім забудови території, збільшення площ із твердими покриттями, важливим чинником підвищення значень коефіцієнтів стоку є створення дренажно-каналізаційної системи, яка зумовлює швидке скидання поверхневого стоку у водоприймачі. За результатами досліджень ряду авторів, коефіцієнти стоку для урбанізованих територій збільшуються в кілька разів [42; 139; 160].

У цій же таблиці наводяться величини річних об'ємів поверхневого стоку, розрахованих за величиною середньої багаторічної суми опадів у Чернівцях. У місті, у середньому за рік, випадає 712 мм опадів, причому в теплий період року їх кількість складає 505 мм (71 % річної суми), в холодний – 207 мм (29 % річної суми). За сезонами року також простежується значна різниця у кількостях опадів. Так, за зиму випадає всього 17 % річної норми, навесні – 25, влітку – 37 і

восени – 21 %. У табл. 5.30 наводяться дані про частки твердих, рідких і мішаних опадів у процентах від суми опадів за окремі місяці і рік у цілому.

Таблиця 5.30

Частка твердих, рідких і мішаних опадів у відсотках від загальної річної кількості опадів у м. Чернівці [122]

Агрегатний стан опадів	Місяці												
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	рік
тверді	57	72	50	7	-	-	-	-	-	7	15	47	17
рідкі	12	13	22	73	97	100	100	100	100	79	61	16	73
мішані	31	15	28	20	3	-	-	-	-	14	24	37	10

У середньому, рідкі опади складають 73, тверді – 17, мішані – 10 % річної суми. Отже, зволоження території Чернівців відбувається, в основному, за рахунок рідких опадів, оскільки з квітня по листопад їх частка в річній сумі переважає частку твердих. Найчастіше в місті спостерігаються обложні опади, 60,2 % випадків. У середньому за рік добова кількість опадів дорівнює 4,6 мм, складаючи взимку 2,5, навесні 4,2, влітку 7,3 і восени 4,3 мм. Значні й катастрофічні опади спостерігаються, переважно, у теплий період року, найімовірніші вони в період з липня по вересень [122].

У Чернівцях стійкий сніговий покрив встановлюється в середині грудня й руйнується у першій декаді березня. У 30 % випадків спостерігаються зими з нестійким сніговим покривом, при теплих зимах він взагалі не формується. Дані по висотах снігового покриву в Чернівцях наведені в табл. 5.31.

Густина снігового покриву залежить від температури повітря і тривалості його залягання, тому її величина постійно змінюється в часі (див. табл. 5.32).

Дані про запаси води у сніговому покриві в м. Чернівці наведені в табл. 5.33.

Таблиця 5.31

Середня висота (см) снігового покриву в Чернівцях
за даними снігозйомок на останній день декади,
а також найбільша за зиму [122]

Місяці	XI			XII			I			II			III			IV	Найбільша висота за зиму		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		1	сер	макс
Висота (см)	•	•	•	•	4	7	7	8	11	12	13	10	6	4	•	•	21	46	8

Примітка: точка (•) означає, що в даній декаді сніговий покрив спостерігався менше ніж у 50 % зим.

Таблиця 5.32

Середні за багаторічний період спостережень величини
густини снігового покриву (кг/м³) за снігозйомками у Чернівцях
на останній день декади [122]

Місяці	I		II			III	Середня при найбільшій декадній висоті
Декади	2	3	1	2	3	1	
Густина снігового покриву	220	210	230	200	240	250	190

Таблиця 5.33

Середні за багаторічний період запаси води (мм)
у сніговому покриві за снігозйомками у Чернівцях
на останній день декади [122]

Місяці	I		II			III	Середнє з найбільших запасів води за зиму
Декади	2	3	1	2	3	1	
Запас води в сніговому покриві (мм)	16	21	24	26	25	15	45

На початку весни, при максимальних значеннях густини снігового покриву, але різкому зменшенні його висоти, запаси води найменші.

Особливо значні об'єми поверхневого стоку з території міста формуються в теплий період року (квітень – жовтень) при випаданні зливових опадів, їх величини для добових максимумів різної забезпеченості наведені в табл.5. 34.

Таблиця 5.34

Добові об'єми поверхневого стоку з території м. Чернівці, що формуються при дощових опадах різної забезпеченості

Місяці	Об'єм добового поверхневого стоку, тис. м ³ при опадах різної забезпеченості р, %						
	середній максимум	63	20	10	5	2	1
IV	475	356	685	913	1043	1250	1368
V	596	476	834	1136	1539	1756	2263
VI	774	566	1072	1389	1852	1846	2024
VII	804	566	1250	1547	2199	2203	2559
VIII	685	505	922	1191	1749	1875	2201
IX	535	357	834	1072	1503	1582	1758
X	447	238	655	952	1434	1510	2116

Окрім природних, річки м. Чернівці мають антропогенні джерела формування стоку. У даному випадку має місце перекидання через систему водопостачання міста частини стоку р. Дністер у басейн р. Прут. Основний об'єм води після використання скидається в р. Прут очисними спорудами каналізації, певна його частка через аварійні скиди відводиться в малі річки, в основному – Клокучку та Мольницю, і з їх стоком відводиться в головну ріку. Об'єми скидання стічних вод у ріку Прут у районі міста незначні у порівнянні з об'ємом річного стоку ріки. Так, у маловодному 1990 році, коли в Прут у районі міста був скинутий найбільший за останні роки об'єм стічних вод, його частка в річному об'ємі стоку ріки складала близько 4 % [76].

У маловодні періоди року частка стічних вод в об'ємі стоку річок Чернівців значно збільшувалась. Так, для періодів зимової, більш низької, ніж літньо-осіння, межені частка стічних вод в об'ємі стоку Пруту в районі міста може становити близько 15 %. При дуже низьких межених витратах (на р. Прут у районі міста Чернівці такі спостерігались, зокрема, в 1961 р. і становили для літньо-осінньої та зимової межені, відповідно, 4,97 м³/с (24.11) та 1,90 м³/с (14.12) частка стічних вод в об'ємі стоку збільшувалась до 30 % [99].

Для малих річок міста частка стічних вод в об'ємі стоку значно більша, ніж для головної ріки. Так, за досліджуваний період витрати стічних вод складали до 15 % сумарної середньої та більше 40 % сумарної мінімальної витрати води цих річок. У маловодні періоди року таке співвідношення для мінімальних витрат становило близько 80 %.

Загальна характеристика водного режиму

Для річок Чернівців характерні істотні зміни водності протягом року. Основними рисами їх річного режиму є: наявність весняного водопілля (II–III місяці), на яке в період закінчення накладається, як правило, хвиля дощового паводку, дощові паводки протягом теплої частини року, низька літньо-осіння і, дещо більш стійка, зимова межені. Особливо інтенсивні паводки, що формуються внаслідок випадання злив (V–VIII місяці). Літньо-осіння та зимова межені нетривалі й нестійкі. У літньо-осінній період межень переривається дощовими паводками, зимова – досить частими відлигами. При відлигах тане частина снігового покриву, в окремих випадках спостерігається його повне сходження, тому у формуванні весняного водопілля бере участь тільки частина снігозапасів, інколи незначна.

Уявлення про внутрішньорічний розподіл стоку дають результати його розрахунків для річок Дерелуй та Шубранець (табл. 5.35, 5.36).

Таблиця 5.35

Внутрішньорічний розподіл стоку
р. Дерелуй – с. Молодія, %

Водність року P, %	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
25	2,1	8,2	10,4	24,6	7,5	20,8	7,4	2,2	3,2	1,6	8,6	3,4
50	1,9	4,9	13,7	31,3	9,8	16,9	6,9	3,6	1,6	2,1	4,3	3,0
75	1,7	3,4	41,8	15,7	7,2	13,7	4,0	2,8	2,2	2,4	3,1	2,0
95	1,7	2,4	41,1	18,2	8,7	10,7	4,3	2,9	2,0	2,5	3,6	1,9

Таблиця 5.36

Внутрішньорічний розподіл стоку
р. Шубранець – гирло [88], %

Водність року P, %	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
25	2,2	7,3	11,1	21,8	7,6	19,7	9,7	3,7	2,5	3,6	7,0	3,3
50	2,7	7,0	13,8	26,9	8,4	13,6	7,9	4,0	2,7	3,5	5,3	4,0
75	2,5	5,7	16,8	31,5	10,5	11,7	5,1	3,6	2,3	3,0	4,0	3,3
95	1,8	3,1	36,8	19,6	13,3	8,8	4,3	3,1	1,7	2,1	3,2	2,2

Як видно з таблиць, за період весняного водопілля і літніх дощових паводків, в залежності від водності року, формується від 53 до 70 % об'єму річного стоку. У роки з низькою водністю більша частка річного об'єму стоку формується під час водопілля, в багатоводні – за рахунок дощових паводків. Встановлено, що на річках урбанізованої території з паводковим режимом нерівномірність внутрішньорічного розподілу стоку підсилюється за рахунок збільшення частки витрат зливових вод і перевищення їх максимальних значень. У зонах, де у формуванні стоку значну роль відіграє весняне водопілля і переважають літні опади малої інтенсивності, вплив

міст вирівнює його внутрішньорічний розподіл. Вирівнювання ходу стоку зумовлене скиданням зворотних вод міст, об'єм яких незначно змінюється протягом року.

Гідрологічний режим малих річок Чернівців формується в районах двох різних за природними умовами географічних областей: Прут-Дністровської лісостепової підвищеної рівнини (лівобережна частина міста) та Прут-Сіретського лісолучного (Буковинського) Передкарпаття.

Басейн лівобережного допливу Пруту – р. Шубранець знаходиться в межах двох ландшафтних районів Прут-Дністровської рівнини: Припрутського терасового лісостепового та Хотинського горбистого лісового.

Особливості гідрологічного режиму правобережних допливів Пруту в межах міста визначаються природними умовами Чернівецького грядово-горбистого та Герцаївського терасового лісостепового районів. Суттєва й різниця у ступені урбанізованості і функціональній організації водозбірних басейнів двох частин міста, внаслідок чого умови формування гідрологічного режиму річок правобережної і лівобережної частин помітно розрізняються. Це підтверджується графіками зв'язку витрат води, одночасно виміряних на право- і лівобережних допливах Пруту в межах міста (рис. 5.41, 5.42). На рис. 5.41 зображений зв'язок витрат води Клокучки і Мольниці.

Зв'язок між значеннями витрат тісний, коефіцієнт кореляції дорівнює 0,83, він має лінійний характер, що підтверджує однорідність умов формування стоку в басейнах цих річок. На рис. 5.42 зображений графік зв'язку витрат води Клокучки і Шубранця.

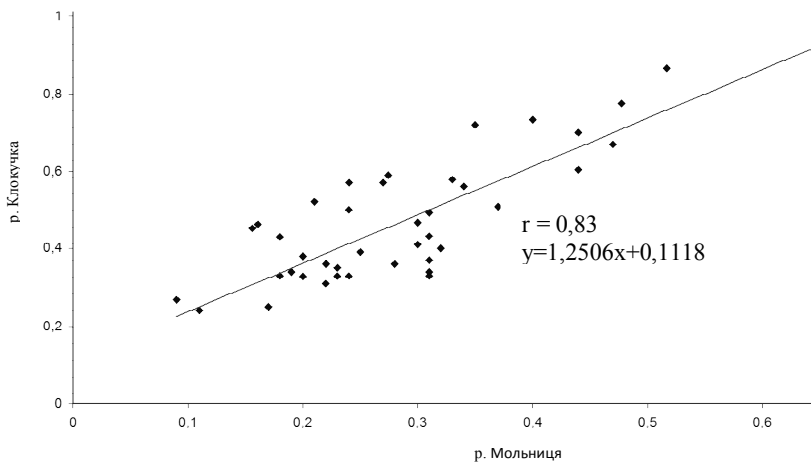


Рис. 5.41. Зв'язок витрат води (м³/с) річок Клокучка та Мольниця

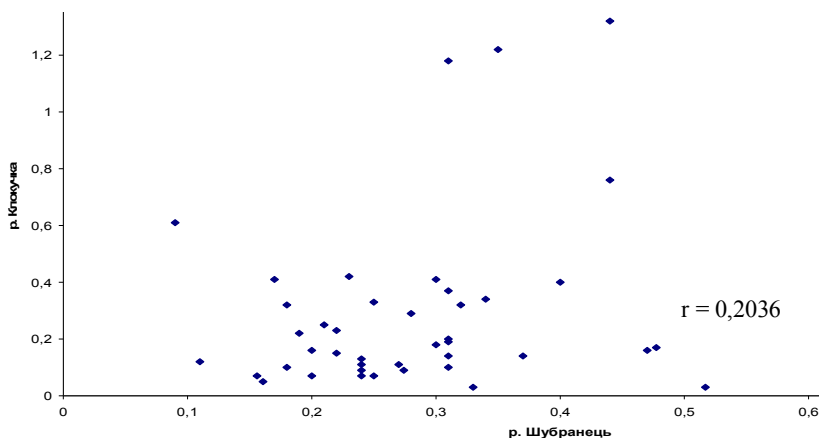


Рис. 5.42. Зв'язок витрат води (м³/с) річок Клокучка та Шубранець

Характер розміщення точок у полі графіку свідчить про слабкий зв'язок між витратами, підтверджуючи різницю в умовах формування стоку води в басейнах річок двох частин міста.

Середній річний стік

Характер живлення і гідрологічний режим малих річок Чернівців докорінно змінені впливом урбанізації, тому питання про норму їх стоку може розглядатися в двох аспектах: стік у природних умовах, аналогічних території досліджень, і фактичний, що сформувався під впливом природних і антропогенних чинників.

За умов відсутності гідрологічних спостережень норма річного стоку може визначатися за методом гідрологічної аналогії або картографічним способом. Гідрологічним аналогом річок міста є річка Дерелуй, для басейну якого модуль стоку, розрахований за результатами гідрологічних спостережень, становить $3,63 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$ [98]. Близьке до цього значення – $4,2 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$ – визначене по карті середнього річного стоку річок СРСР (з урахуванням поправки на неповне дренивання підземних вод) [92]. Дещо нижче значення модуля стоку для басейнів річок м. Чернівці, що дорівнює $2,5\text{--}2,6 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$, визначене по карті, наведеній у [98]. Такі значення модулів характеризують величини природного середнього річного стоку річок міста.

Встановлено, що річний стік з міської території, зазвичай, вищий, ніж у природних умовах. У зонах помірного клімату, якщо у водообіг не включаються води, що надходять з інших басейнів, збільшення стоку в містах з розвинутою промисловістю може становити 10–15 % (за рахунок збільшення кількості опадів і коефіцієнтів стоку). В районах, де об'єм і режим річкового стоку визначаються зливовими опадами (що характерно для району досліджень), збільшення річного стоку з міської території може становити 100–200 % [26; 42; 43; 139; 160].

За умов живлення водопровідної системи м. Чернівці водою з басейну р. Дністер відбувається збільшення стоку річок міста на величину забору, за винятком втрат на інфільтрацію та

випаровування [64; 76]. За результатами наших досліджень модулі стоку для басейнів рр. Клокучка і Мольниця становили 12–30 л/с·км², що перевищує природні значення у 3–8 разів [64].

Мінімальний стік

Для річок Чернівців найбільш низька межень спостерігається в зимовий період року, коли вони живляться переважно підземними водами. Водність річок під час літньої межені вища, оскільки на меженні витрати впливають літні зливи. Разом з тим, у наймаловодніші роки тривалими і стійкими були і літньо-осінні меженні періоди, протягом яких траплялось пересихання верхніх ділянок русел малих річок міста. Причинами відсутності руслового стоку були високі температури повітря, мала кількість атмосферних опадів, значна тривалість бездошових періодів і, як результат, виснаження запасів підземних вод. Волога атмосферних опадів окремих дощів повністю витрачалась на інфільтрацію у верхні пересушені горизонти ґрунтів і не формувала поверхневого стоку. Протягом останніх 25 років такі ситуації мали місце у 1990, 2000 і 2015 роках, за які річні суми опадів становили, відповідно, 55, 66 і 65 % багаторічної норми.

Літньо-осінній меженний період на річці Дерелуй починається в кінці червня – початку липня, р. Прут – у липні, на обох річках він триває до листопада місяця. Тривалість літньо-осіннього меженного періоду для малих річок Чернівців у природних умовах становить близько 170 діб. Зимова межень на малих річках починається в листопаді – грудні і закінчується перед весняним водопіллям, її тривалість близько 85 діб.

Порівняння характеристик меженного стоку ріки Дерелуй і рік Клокучки, Мольниці та Шубранця (табл. 5.37) показує, що в природних умовах мінімальний стік набагато нижчий, ніж за умов антропогенного впливу.

Таблиця 5.37

Найменші спостережені меженні витрати вод
малих річок м. Чернівці

Річка	Площа водозбору, км ²	Витрата води, м ³ /с	
		літо – осінь	зима
Клокучка	18,4	0,19	0,10
Мольниця	11,7	0,33	0,21
Шубранець	196	0,11	0,04

Значне спотворення режиму мінімального стоку малих річок міста, внаслідок скидів стічних вод, підтверджується також відсутністю залежності між величинами витрат води і площами водозборів. Так, для р. Мольниця з найменшою серед річок міста площею водозбору мінімальні меженні витрати у 3–5 разів вищі, ніж для р. Шубранець, площа басейну якого на порядок більша.

Максимальний стік

Місто Чернівці розміщене в зоні розвинутої зливної діяльності, для якої характерне короткочасне випадання значної (більше 100 мм) кількості опадів. Зливи в Чернівцях, найчастіше, випадають навесні (33,2 %) і влітку (38,0 %), восени і взимку вони спостерігаються рідко. Значні і катастрофічні (більше 30 мм/добу) опади випадають, в основному, в теплий період року, при цьому катастрофічні спостерігаються не кожний рік. У Чернівцях зафіксовані зливи з одними з найбільших в Україні добовими сумарними опадами (табл. 5.38).

Таблиця 5.38

Максимальні сумарні шари опадів за окремі зливи [98]

Пункт спостережень	Басейн річки	Максимальний шар опадів, мм	Дата
Чернівці – Університет	Пруг	222	6.VI.1965
Чернівці – Яблунівка	Пруг	184	6.VI.1965

Характеристики максимального дощового стоку малих річок району Чернівців вивчені лише для р. Дерелуй. Максимальна спостережена для цієї річки у створі с. Молодія витрата дощового паводку 22.07.1974 р. становила $441 \text{ м}^3/\text{с}$, що відповідало модулю стоку в $1422 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$. Розрахункова витрата максимального дощового стоку 1 % забезпеченості для цього створу оцінена в $634 \text{ м}^3/\text{с}$, що відповідає модулю стоку в $2000 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$ [98]. Природні умови басейну річки, морфологія її долини сприяють швидкому добіганню зливового стоку до русла, стрімкому підйому рівнів води. Тривалість дощових паводків на річці Дерелуй становила, у середньому, 7–8, фаз підйому 1–4, спаду – 3–8 діб. Максимальні витрати найвищих паводків багатократно (більш ніж у 700 разів) перевищували передпаводкові. Об'єми дощових паводків становили, в окремих випадках, до 80 % річного стоку, їх частка була особливо значною у роки низької водності.

Останній за часом спостережень катастрофічний зливовий паводок на річці Дерелуй відбувся 28-29.06.2010 року внаслідок проходження потужного циклону. Найбільш інтенсивна злива спостерігалась у верхів'ях річки, де рівень води піднявся на 2–3 метри над меженним протягом 15–20 хвилин. За свідченнями мешканців сіл Тисовець і Великий Кучурів, такої зливи не пам'ятають люди 60–70-річного віку, що дозволяє оцінювати її повторюваність у 1,5–2 %. Паводком завдана значна шкода селам Тисовець, Великий Кучурів, Волока, Валя Кузьмина, Остриця, були дві людські жертви.

Ще більш високі значення максимальних модулів дощового стоку, які перевищували $3000 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$, відмічені для водозбору р. Клоучка під час паводку 6 червня 1965 року. Площа зрошення зливовими опадами була відносно невеликою (радіус становив 20–25 км). Випадання опадів тривало з 15 години 42 хвилин до 24 години 6 липня. Паводок завдав величезну шкоду господарству м. Чернівці. Були затоплені вулиці на нижній

ділянці русла р. Клокучка, залізничний вокзал, міська електростанція, зруйновано багато житлових будинків, розміті дороги, знесені мости, занесена наносами залізнична колія, призупинений рух поїздів [98; 124].

Дошові паводки характерні і для річок лівобережної (північної) частини міста. Особливостями їх прояву в межах Садгірського району є швидке підвищення рівнів води і повільне їх спадання. Умови проходження паводкового стоку в нижній течії р. Шубранець у край несприятливі внаслідок малих похилів русла, його низької пропускної спроможності, спричиненої заростанням, замуленням і захаращеністю будівельним та побутовим сміттям. Важливим чинником застою води є характер промислової, дорожньої та житлової забудови, виконаної без урахування умов формування максимального стоку. Так, значна частина Садгірського району міста була підтоплена під час дошових паводків улітку 1991, 2006 і 2010 років.

Дослідженнями встановлено, що на річках басейна Пруту дошові витрати перевищують, незалежно від площі водозбору, витрати талих вод [98; 99; 124].

Об'єм і максимальні витрати весняного водопілля з урбанізованих територій не мають чітко вираженого зв'язку зі снігозапасами і характером зими. Більш високі температури повітря в містах, забруднення снігового покриву інтенсифікують сніготанення, скорочують період водопілля і збільшують значення максимальних витрат води [42; 43].

Збільшення на урбанізованих територіях коефіцієнтів стоку призводить до зростання максимальних витрат води, піки гідрографів зливових паводків на річках міст вищі, ніж на природних водотоках. Створення дренажно-каналізаційної мережі збільшує швидкість стікання води, внаслідок чого на урбанізованих територіях спостерігається більш раннє проходження максимумів витрат. Гілки підйому і спаду

паводків на урбанізованих територіях більш стрімкі [42; 43]. Такі закономірності змін максимального стоку малих річок м. Чернівці підтвержені при проведенні досліджень із моделювання дощових паводків на річках Клокучка і Мольниця.

Термічний режим

Значення середніх місячних температур води річок Чернівців, на яких проводились систематичні вимірювання, наведені в табл. 5.39. Температура води р. Прут вимірюється у створі водомірного поста Гідрометслужби. Оцінка змін термічного режиму Пруту в межах міста виконана шляхом порівняння середніх місячних температур води, виміряних у створі водомірного поста (фонового), і контрольних, які розміщувались на ділянках русла нижче впадіння річок Клокучка, Мольниця і Шубранець, та скидів очисних споруд каналізації. Критерієм порівняння при оцінці змін термічного режиму малих річок міста обрані результати спостережень на річці-аналозі, якою є р. Дерелуй. Термічний режим малих річок міста досліджений за результатами польових зйомок, які проводились протягом 2009–2013 рр.

Таблиця 5.39

Середні місячні температури води річок міста Чернівці, °С

Річка, створ спостережень	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Прут – м. Чернівці, водомірний пост	0,2	0,3	2,5	8,6	14,1	18,7	20,5	19,8	16,1	10,4	4,8	1,2
Прут – м. Чернівці, нижче впадіння річок Клокучка, Мольниця і Шубранець	1,2	1,3	3,5	9,5	14,9	19,0	21,3	20,4	17,0	11,3	6,3	2,9
Прут – м. Чернівці, нижче скидів очисних споруд каналізації	3,2	3,4	4,2	10,0	16,4	19,7	21,2	20,7	17,3	11,5	6,3	3,5

Клюкучка – гирло	8,1	8,3	10,2	13,0	18,7	20,7	22,0	21,4	20,7	15,2	10,6	8,7
Мольниця – гирло	12,1	12,3	13,9	15,0	20,8	21,4	23,0	22,3	20,7	16,3	11,7	9,4
Шубранець – гирло	0,1	1,1	3,6	10,0	15,3	20,0	21,0	20,0	16,3	11,0	5,8	0,9
Дерелуй – с. Молодія	0,1	0,2	1,6	8,0	13,8	18,7	20,0	19,4	14,7	9,4	4,6	0,7
Дерелуй – с. Молодія, для найтеплішого року періоду спостережень	0,9	3,1	6,1	11,0	17,6	21,4	22,5	20,4	17,0	11,9	8,7	3,4

Річний хід температур води річок Прут і Дерелуй показаний на рис. 5.43, з якого видно, що суттєвої різниці в природному термічному режимі великої і малої річки досліджуваної території практично не простежується.



Рис. 5.43. Річний хід температур води р. Прут у межах м. Чернівці і р. Дерелуй – с. Молодія

Найнижча температура води річок міста в січні, помітне її підвищення починається в березні, швидке – відбувається протягом квітня-червня. Найтепліша вода в липні, починаючи з серпня вона починає охолоджуватись, інтенсивне зниження температур спостерігається в жовтні – листопаді.

Помітні зміни термічного режиму, спричинені прямим скиданням стічних вод каналізації, характерні для малих річок. Порівняння температур води річки-аналога і гирлових ділянок досліджуваних річок показало, що загальні риси їх термічного режиму (характер річного ходу температур) не зазнавали змін, проте самі значення температур були помітно вищими. Спостерігалась і певна диференціація значень підвищення температур води. Більшими вони були для води гирлової, техногенної ділянки р. Мольниця, особливо у зимовий і осінній періоди року (рис. 5.44).



Рис. 5.44. Річний хід температур води гирлових ділянок річок Клокучка, Мольниця, Шубранець і р. Дерелуй – с. Молодія

У цілому, середні місячні температури води гирлової ділянки цієї річки були вищими за значення для річки-аналогу, навіть у найтепліший рік періоду багаторічних спостережень. Аналогічний характер, при менших величинах підвищення, мали зміни температур води гирлової ділянки р. Клокучка (рис. 5.45). Менших змін зазнавав термічний режим р. Шубранець. Середні місячні температури води гирлової ділянки цієї річки були дещо вищими, ніж річки-аналогу, проте

не перевищували значень за найтепліший рік періоду спостережень (рис. 5.44).

Підвищення температури води досліджуваних річок характеризувалось значеннями, наведеними в табл. 5.40. Одержані результати близькі до даних інших дослідників, зокрема [46].

Таблиця 5.40

Величини підвищення температури води
річок м. Чернівці, Δt , °C

Річка, створ спостережень	Δt , °C			
	зима XII–II	весна III–V	літо VI–VIII	осінь IX–XI
Клокучка – гирло	+8	+5	+2	+6
Мольниця – гирло	+12	+7	+3	+7
Шубранець – гирло	+2	+2	+1	+2
Пруг, нижче впадіння рр. Клокучка, Мольниця і Шубранець	+2	+1	+1	+2
Пруг, нижче скидів стічних вод з очисних споруд міської каналізації	+3	+2	+1	+2

Диференціація величин змін температур води досліджуваних річок визначалась рівнем антропогенного навантаження. При близьких за значеннями для різних річок температурах руслових і стічних вод, основним чинником змін виступало співвідношення їх витрат, особливо у меженні періоди року. Більша частка стічних вод в об'ємі стоку р. Мольниця, менша – річки Шубранець [63].

Як видно з табл. 5.40, більш помітне підвищення температур води досліджуваних річок відбувалось в осінньо-зимові, менш помітне – в літні періоди року, простежувалась залежність

величини антропогенного підвищення Δt від температури води (рис. 5.45).

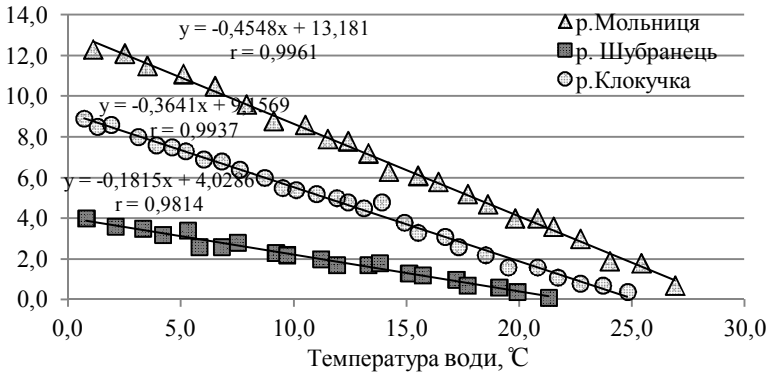


Рис. 5.45. Залежність величини антропогенного підвищення температури Δt від температури води малих річок м. Чернівці

Як видно з рис. 5.45, залежності мають зворотний лінійний характер, при прогріванні води понад 22–25 °C антропогенні зміни термічного режиму малих річок ставали малопомітними.

Антропогенний вплив на термічний режим річки Прут також виражався підвищенням температур води при збереженні природного характеру її річних змін (рис. 5.43). Він простежувався на двох ділянках русла, нижче впадіння малих приток – річок Клокучка, Мольниця (правобережних) і р. Шубранець (лівобережної), та скидів очисних споруд каналізації. Найбільш помітне підвищення температур води р. Прут (рис. 5.43, табл. 5.40) спостерігалось у зоні впливу скидів стічних вод каналізації, меншими були їх зміни на ділянці русла нижче впадіння малих річок. Середня сумарна витрата води річок Клокучка, Мольниця і Шубранець складала близько 1,0 м³/с і була незначною у порівнянні з витратою головної ріки [76]. Крім того, гирла малих річок розосереджені на ділянці русла довжиною понад 2,5 км, унаслідок чого

спільний вплив їх стоку на температуру води Пруту нівелювався. Витрати стічних вод, що відводились з очисних споруд каналізації міста, складали 0,6–0,8 м³/с, проте їх скид зосереджений, тому спостерігалось помітніше підвищення температур води головної ріки.

Наслідком підвищення температур води малих річок міста Чернівці були зміни льодового режиму і режиму розчинених у воді газів [63; 74].

Льодовий режим

Найважливішим чинником формування льодових явищ на всіх стадіях льодоутворення, від початкових до льодоставу включно, є температура повітря. По мірі переходу від початкових форм до льодоставу, роль кліматичних чинників поступово послаблюється і підсилюється значення інших – водності річки, морфології русла, швидкості течії і т. ін. Найбільше некліматичні чинники впливають на формування льодоставу. В передльодоставний період водна маса настільки охолоджена, що утворенню льодового покриву перешкоджають лише підвищені швидкості течії і тепло, яке надходить з підземними і стічними водами. На малих річках вплив цих чинників у природних умовах послаблений, тому вони замерзають раніше, ніж великі, період із льодовими явищами на них триває довше. Так, на річці Дерелуй виникнення осінньо-зимових льодових явищ починається, в середньому, на 12 діб раніше і триває на 7 діб довше, ніж на р. Прут у районі м. Чернівці. Льодостав на р. Дерелуй встановлюється раніше й утримується, в середньому, на 25 діб довше, ніж на головній річці. Скресання річок Прут і Дерелуй починається практично одночасно – на початку першої декади березня, проте головна ріка швидше звільняється від льоду. Тривалість періоду з льодовими явищами на р. Прут в районі Чернівців на 16 діб

коротша, ніж на річці Дерелуй. Льодовий покрив на малих річках у природних умовах стійкіший.

Товщина льоду на р. Прут у районі м. Чернівці і р. Дерелуй складає, в середньому, 17–23 см.

Максимальні товщини льоду на річках міста становлять 70–80 см і спостерігаються у найбільш суворі зими.

Характеристики льодового режиму р. Дерелуй характерні й для р. Шубранець, особливо його верхньої, слабозміненої антропогенною діяльністю ділянки. Льодовий режим річок Клокучка і Мольниця, в які скидаються значні об'єми стічних вод, докорінно відрізняється від природного, осінньо-зимові льодові явища на них починаються на 10–12 діб пізніше. Льодостав утворюється тільки на верхніх ділянках, які не зазнають впливу термальних скидів. На річках нижче скидів стічних вод льодовий покрив не утворюється, навіть у найсуворіші зими [63; 64].

Стік завислих наносів

Стік наносів річок м. Чернівці вивчений недостатньо, систематичні спостереження за ним здійснюються тільки на р. Прут.

Протягом року найбільша кількість наносів переноситься рікою в періоди літніх паводків, яким відповідає найбільша мутність, і весняного водопілля. Величина середньої багаторічної мутності води р. Прут у районі м. Чернівці близька до верхньої межі її зонального значення для річок із площами водозборів, більшими за 200 км² [98].

Встановлено, що стік наносів на малих водозборах, зазвичай, більший, ніж на водозборах великих і середніх річок. Це пояснюється тим, що водозбори і русла малих річок мають, як правило, більші похили, а господарська діяльність відображається, насамперед, на гідрологічних умовах малих річок і схилів. При переході від малих річок до середніх

спостерігається зниження відносних значень стоку наносів за рахунок часткової акумуляції в зонах зменшення поздовжнього похилу і розбавлення менш мутними водами, що стікають з більш пологих і заліснених частин водозбору [49].

Оцінка природного стоку наносів невивчених малих річок може бути зроблена по картах середньої мутності води або за регіональними емпіричними формулами. Існуючі карти відображають завантаженість завислими наносами вод річок із площами водозборів, більшими за 200 км² [98]. Оцінені у такий спосіб мутності води малих річок м. Чернівці наведені в табл. 5.41.

Таблиця 5.41

Середня мутність води річок м. Чернівці

Річка	Площа водозбору, км ²	Мутність води, г/м ³
Клокучка	18,4	2200–4400
Мольниця	11,7	2400–4900
Шубранець	196	250–500

Близькі до наведених значення мутності розраховані і за регіональними емпіричними формулами [17; 49]. Порядок одержаних величин підтверджується також характеристиками мутності води тимчасових водотоків і малих річок району досліджень (табл. 5.42).

Стік наносів річок урбанізованих територій, у порівнянні з природними умовами, зазнає значних змін. Вони відбуваються внаслідок докорінних змін водного режиму, трансформації поверхні водозборів і скидання в річки поверхневого стоку та стічних вод каналізації, високонавантажених завислими частинками антропогенного походження. Склад наносів також зазнає змін, у ньому значно збільшується частка органічних речовин і зменшується вміст крупних фракцій [42]. Літературні джерела містять, переважно, результати спостережень за концентрацією твердої фази у водах, які надходять у приймачі

стічних вод міської каналізації [54]. Більш репрезентативні до умов досліджень дані, одержані за результатами вивчення стоку наносів в умовах міста Курськ [47; 48]. Величини твердого стоку в районах цього міста з різним характером забудови наведені в табл. 5.43.

Таблиця 5.42

Мутність води періодичних водотоків і малих річок
басейну р. Прут [98]

Розчленованість рельєфу		Характеристика поверхні басейну за рослинним покривом, %			Концентрація твердої фази у водах, кг/м ³							
густина, км/км ²	глибина, м	розораність	залісненість	заболоченість	первинних водотоків (F до 0,5 км ²) в період				малих річок (F = 0,5–5,0 км ²) в період			
					водопілля		паводків		водопілля		паводків	
					середня	максимальна	середня	максимальна	середня	максимальна	середня	максимальна
0,3–0,4	60–100	60–80	3–6	2–3	0,5–1,5	2–10	5–8	70–150	0,3–3,0	5–30	2–3	10–80

Таблиця 5.43

Мутність вод поверхневого стоку в умовах м. Курськ [47; 48]

Досліджувана територія	Мутність води, кг/м ³		
	зимово-весняний період	літньо-осінній період	рік
стара комунальна забудова	2,08	0,66	1,02
комунальна багатоповерхова забудова	2,47	3,75	3,42
індивідуальна забудова	7,17	17,3	11,2
все місто	2,43	4,10	3,25

Узагальнення вищесказаного дає можливість оцінити мутність води малих річок м. Чернівці в 3,5–4,0 кг/м³, віднісши

до верхньої межі діапазону р. Мольницю, у яку в нижній частині течії скидаються неочищені стічні води міської каналізації.

5.3.2. Антропогенні зміни гідрохімічного режиму річок Чернівців

Основні риси природного гідрохімічного режиму малої річки району досліджень.

Хімічний склад і мінералізація води

Протягом гідрологічного року частка вод різних генетичних категорій в об'ємі стоку річок суттєво змінюється, спричинюючи сезонні варіації мінералізації і хімічного складу руслових вод. У період зимової межени живлення річки Дерелуй відбувається за рахунок підземних вод, особливо при встановленні стійкого льодоставу, коли руслові води ізольовані від атмосферних опадів. У цей період мінералізація води становила, в середньому, 715 мг/дм³, змінюючись, залежно від погодних умов, від 550 до 955 мг/дм³. За співвідношенням вмісту головних іонів вода відносилась, переважно, до гідрокарбонатного класу групи кальцію другого типу (табл. 5.44).

Таблиця 5.44

Осереднений хімічний склад води р. Дерелуй – с. Коровія в основні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Концентрація, мг/дм ³							Індекс хімічного складу
	Na ⁺ +K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ⁻	Σ _i	
Зимова межень	<u>31.0-122</u> 77,5	<u>18.4-55.0</u> 32,4	<u>71.3-111</u> 88,6	<u>30.0-120</u> 64,7	<u>30.5-108</u> 76,6	<u>258-566</u> 375	<u>550-955</u> 715	C Ca II 0,7
Весняне водопілля	<u>21.5-47.0</u> 33,5	<u>7.4-33.0</u> 16,9	<u>38.5-75.9</u> 54,4	<u>7.1-20.8</u> 12,8	<u>32.4-80.4</u> 62,8	<u>168-239</u> 216	<u>342-458</u> 396	C Ca II 0,4
Літньо-осінні паводки	<u>15.0-20.0</u> 17,7	<u>10.7-16.9</u> 13,4	<u>40.0-71.9</u> 56,6	<u>12.0-21.0</u> 15,3	<u>26.9-53.3</u> 42,3	<u>131-260</u> 200	<u>244-431</u> 345	C Ca II 0,3
Осінньо-зимова межень	<u>41.2-81.7</u> 59,2	<u>20.1-50.3</u> 34,2	<u>47.9-105</u> 78,3	<u>40.7-119</u> 57,6	<u>41.7-77.5</u> 61,0	<u>273-476</u> 357	<u>505-783</u> 647	C Ca II 0,6

У період весняного водопілля формування хімічного складу руслового стоку р. Дерелуй відбувається під впливом слабомінералізованого поверхнево-схилового і ґрунтово-поверхневого стоку, що призводило до різкого зменшення мінералізації. Так, у періоди весняного водопілля мінералізація води досліджуваної річки, змінюючись у діапазоні 352–458 мг/дм³, становила, у середньому, 396 мг/дм³, що в 1,8 разу нижче за її значення в зимовий меженний сезон. Склад води був гідрокарбонатно-кальцієвим, другого типу (табл. 5.44). Під час весняного водопілля не відбувалось змін хімічного складу води [66].

У періоди літньо-осінніх паводків річка Дерелуй живиться, переважно, слабомінералізованими поверхнево-схилівими і ґрунтово-поверхневими водами. Мінералізація води в ці періоди була найнижчою і, змінюючись в діапазоні 244–431 мг/дм³, становила, у середньому, 345 мг/дм³. Склад води був стабільним, гідрокарбонатно-кальцієвим, другого типу.

Літньо-осіння межень на досліджуваній річці виражена нечітко, оскільки протягом літнього і, частково, осіннього періодів здебільшого проходить серія зливових паводків. Це призводить до значного розбавлення руслових вод водами поверхнево-схилового стоку, внаслідок чого мінералізація стає нижчою, ніж у сезон зимової межені. Середнє її значення, змінюючись у межах 505–783 мг/дм³, становило 647 мг/дм³. Хімічний склад води річки у цей гідрологічний сезон, переважно, гідрокарбонатно-кальцієвий, другого типу. Разом з тим слід відмітити, що в окремі періоди стійкої літньо-осінньої межені відбувались його певні зміни. Так, при витратах води в межах 0,14–0,50 м³/с формувались гідрокарбонатно-кальцієво-магнієві води другого та гідрокарбонатно-натрієві води третього типів з мінералізацією 500–900 мг/дм³, причому останні при нижчих витратах у межах вищезгаданого діапазону (табл. 5.52).

Дослідження умов формування гідрохімічного режиму річок показує, що між витратою води Q та її мінералізацією M існує кореляційна залежність $M = f(Q)$. У більшості випадків вона має загальний зворотний характер: мінімальні величини мінералізації відповідають сезонам весняного водопілля і літньо-осінніх паводків, а найвищі її значення, зазвичай, збігаються з мінімальними витратами води під час межені. Для річок з природним гідрохімічним режимом цей зв'язок відображає процес розбавлення і виражається рівнянням степеневі функції

$$M = aQ^{-b}, \quad (5.3)$$

де M – мінералізація, мг/дм³; Q – витрата води, м³/с; a і b – параметри, що відображають особливості фізико-географічних умов річкового басейну, пов'язані з величиною мінералізації і амплітудою її змін у часі.

Залежність мінералізації води р. Дерелуй – с. Коровія від водності добре апроксимується рівнянням степеневі функції (рис. 5.46).

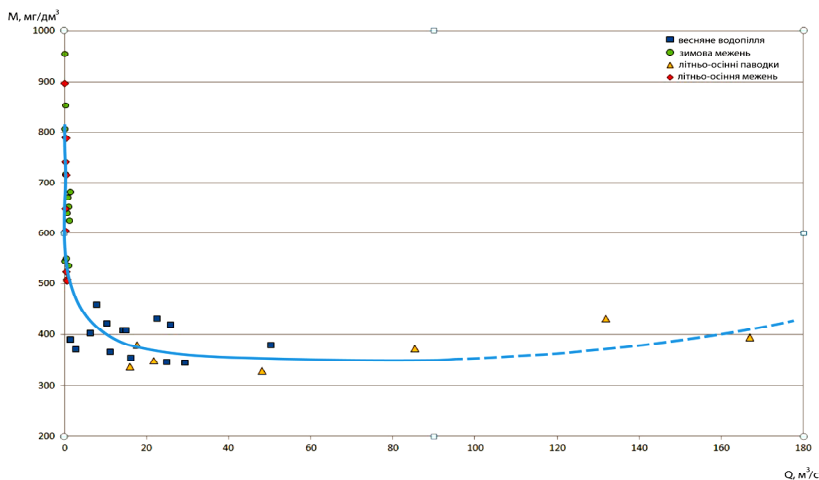


Рис. 5.46. Залежність мінералізації M (Σ_i) від витрат води Q р. Дерелуй – с. Коровія

Одержаний аналітичний вираз має такий вигляд:

$$M = 576,73Q^{-0,125}, \quad (5.4)$$

коефіцієнт кореляції зв'язку становить $-0,85$. Аналіз особливостей цієї залежності для різних гідрологічних сезонів показав:

- для зимової і літньо-осінньої межени характер залежності мінералізації від водності досить близький;

- при рівних витратах води її мінералізація під час літніх паводків була нижчою, ніж у періоди весняного водопілля, що також підтверджує більш високий ступінь розбавлення руслових вод поверхнево-схиливим стоком;

- під час найвищих дощових паводків у діапазоні витрат $130-170 \text{ м}^3/\text{с}$ спостерігалось деяке зростання мінералізації води. Дане явище може бути пояснене змиканням розчинних солей з поверхні водозбору під час інтенсивних дощів, що підтверджується висновками дослідників, зокрема Д.В. Закревського [27] і С.І. Сніжка [114].

Режим головних іонів

Концентрації головних іонів також визначаються водністю. Характер таких залежностей для річок із природним гідрохімічним режимом визначається фізико-географічними особливостями річкового басейну. Залежність іонного складу від витрат апроксимувалась нами різними функціями. Репрезентативними вважались рівняння, для яких одержані найвищі значення коефіцієнтів кореляції. Встановлено, що залежність концентрацій головних іонів від витрат для р. Дерелуй – с. Коровія найкраще апроксимується рівнянням степеневі функції, характер зв'язку з водністю таким самим, як і для мінералізації води. У табл. 5.45 наводяться емпіричні рівняння залежності концентрацій головних іонів від витрат води і значення коефіцієнтів кореляції.

Таблиця 5.45

Емпіричні рівняння, які оптимально апроксимують залежність концентрацій головних іонів від витрат води р. Дерелуй – с. Коровія

Головний іон	Рівняння залежності $C = f(Q)$	Коефіцієнт кореляції
HCO_3^-	$C = 307,3Q^{-0,117}$	-0,76
SO_4^{2-}	$C = 68,634Q^{-0,083}$	-0,55
Cl^-	$C = 24,298Q^{-0,156}$	-0,64
Ca^{2+}	$C = 44,229Q^{-0,232}$	-0,58
Mg^{2+}	$C = 58,006Q^{-0,06}$	-0,79
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$C = 36,702Q^{-0,305}$	-0,70

Наведені у табл. 5.45 дані показують, що більш тісний зв'язок концентрацій іонів з витратами води досліджуваної річки характерний для іонів магнію, натрію і калію, гідрокарбонатів, хлоридів, слабше така залежність виражена для сульфатів [66]. Кореляційні співвідношення між мінералізацією води досліджуваної річки і концентраціями головних іонів (табл. 5.45) близькі до таких для залежностей концентрацій головних іонів від витрат води.

Мінералізація води досліджуваної річки лінійно зростала з підвищенням концентрацій головних іонів, зв'язок між ними апроксимується рівнянням прямої

$$M = aC_i + b, \quad (5.5)$$

де M – мінералізація води, мг/дм³; C_i – концентрація іона, мг/дм³; a і b – параметри.

У табл. 5.46 наведені емпіричні рівняння залежності мінералізації від концентрацій головних іонів і значення коефіцієнтів кореляції зв'язків. Більш тісні зв'язки ($r = 0,77-0,81$) в умовах досліджень спостерігались для концентрацій головних катіонів з гідрокарбонатами і, частково, хлоридами. Менш тісний зв'язок був характерним для концентрацій головних катіонів і сульфатів.

Таблиця 5.46

Залежність мінералізації води $M (\Sigma_i)$
від концентрацій головних іонів для р. Дерелуй – с. Коровія

Головний іон	Досліджуваний діапазон концентрацій, мг/дм ³	Рівняння залежності $M = f(C_i)$	Коефіцієнт кореляції
HCO ₃ ⁻	250–600	$M = 1,7005 C_i + 35,003$	0,92
SO ₄ ²⁻	30–110	$M = 2,6158 C_i + 368,41$	0,32
Cl ⁻	30–120	$M = 3,3773 C_i + 385,37$	0,77
Ca ²⁺	70–120	$M = 6,2592 C_i + 109,24$	0,71
Mg ²⁺	20–60	$M = 10,106 C_i + 285,66$	0,68
Na ⁺ +K ⁺	30–120	$M = 4,4519 C_i + 317,11$	0,83

Фізико-географічні особливості водозбірного басейну, в умовах якого формується гідрохімічний режим річки, визначають і характер співвідношення між концентраціями головних іонів у водах руслового стоку. Дослідження зв'язків між концентраціями головних іонів у воді р. Дерелуй – с. Коровія показали, що вони оптимально апроксимуються рівнянням прямої. Одержані величини коефіцієнтів парної кореляції наведені у кореляційній матриці (табл. 5.47). На рис. 5.47, 5.48 показані зв'язки між концентраціями хлоридів, іонів калію і натрію, гідрокарбонатів та іонів кальцію.

Таблиця 5.47

Коефіцієнти кореляції концентрацій головних іонів
у воді р. Дерелуй – с. Коровія

	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
HCO ₃	0,77	0,80	0,78	0,31	0,69
Cl	0,61	0,48	0,81	0,16	
SO ₄ ²⁻	0,31	0,21	0,50		
	Mg ²⁺	0,42	0,51		
		Ca ²⁺	0,49		

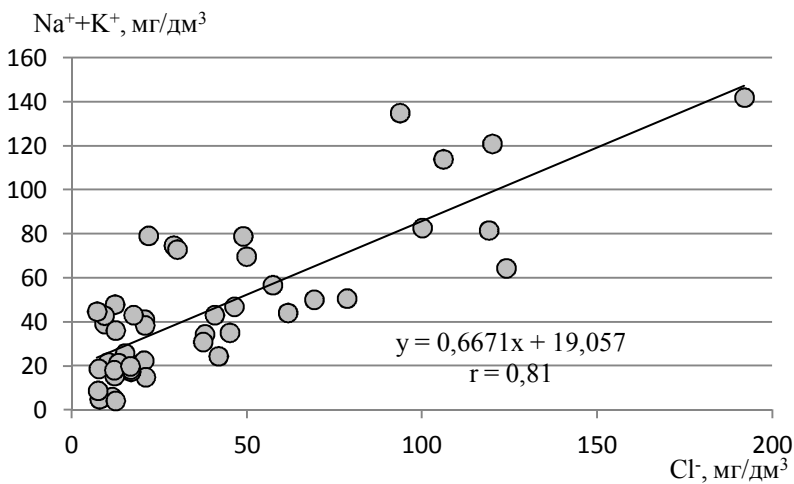


Рис. 5.47. Зв'язок концентрацій хлоридів та іонів натрію і калію у воді р. Дерелуй – с. Коровія

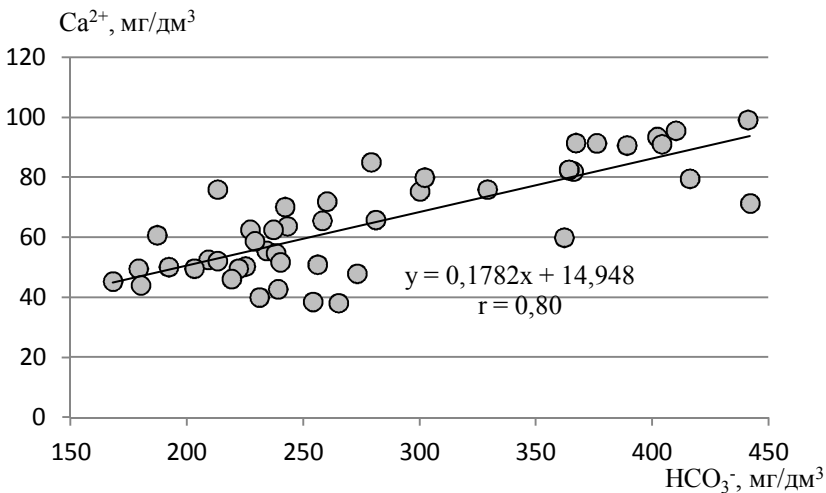


Рис. 5.48. Зв'язок концентрацій гідрокарбонатів та іонів кальцію у воді р. Дерелуй – с. Коровія

Режими розчинених газів, біогенної і органічної речовини досліджуваної річки вивчені недостатньо (4–10 результатів аналізів, що характеризують певний гідрологічний сезон). Установлені лише їх загальні риси, оскільки методи кореляційно-регресійного аналізу не могли бути застосовані у повному обсязі.

Режим розчиненого кисню

Протягом періоду досліджень вміст розчиненого кисню у воді річки Дерелуй змінювався в межах 8,0–13,3 мг/дм³, його сезонні варіації були незначними (табл. 5.48). Найвищі концентрації характерні для сезонів весняного водопілля і зимової межені (за відсутності льодового покриву), вони формувались за рахунок атмосферної інвазії. Згідно із законом Генрі, розчинність кисню у воді нелінійно зменшується при підвищенні температури. Залежність вмісту розчиненого кисню від температури води р. Дерелуй – с. Коровія показана на рис. 5.49.

Таблиця 5.48

Вміст розчиненого кисню і температура води
р. Дерелуй – с. Коровія в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Вміст розчиненого кисню, мгО/дм ³	Температура води, °С
Зимова межень	$\frac{11,3 - 13,3}{12,3}$ *	$\frac{0,0 - 1,20}{0,19}$
Весняне водопілля	$\frac{11,6 - 12,8}{12,1}$	$\frac{0,0 - 5,30}{1,30}$
Літньо-осіння межень	$\frac{8,0 - 12,4}{10,5}$	$\frac{6,50 - 22,2}{14,2}$

* у чисельнику вказаний діапазон концентрацій, у знаменнику – її середнє значення.

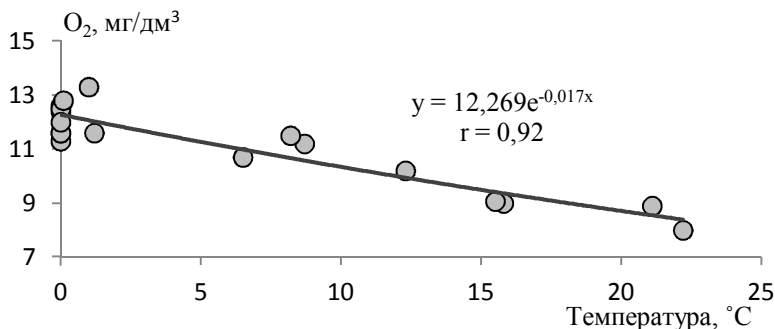


Рис. 5.49. Залежність вмісту розчиненого кисню від температури води р. Дерелуй – с. Коровія

Найнижчі протягом періоду спостережень концентрації розчиненого кисню спостерігались у період літньо-осінньої межени, вони становили 8,0–9,1 мг/дм³. Сезонне зниження вмісту газу може бути пояснене як підвищенням температури води, так і його використанням на процеси хімічного і біологічного окиснення [66; 74].

Так, для досліджуваної річки встановлена тенденція зменшення вмісту розчиненого кисню при підвищенні перманганатної окиснюваності (ПО) (рис. 5.50).

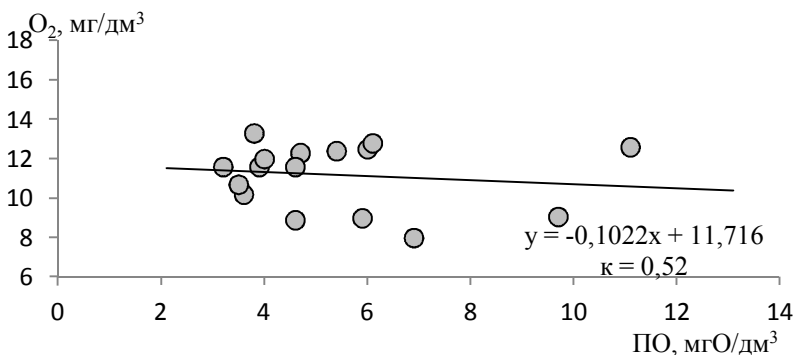


Рис. 5.50. Залежність вмісту розчиненого кисню від величини перманганатної окиснюваності (ПО) води р. Дерелуй – с. Коровія

Разом з тим відомо, що при формуванні кисневого режиму водотоків у літній період вирішальне значення має не атмосферна, а фотосинтетична аерація за рахунок виділення кисню водоростями і зануреними макрофітами. Зокрема, встановлено, що в річках з природним або слабозмінним гідрохімічним режимом фотосинтетичне виділення кисню влітку може складати 80–100 % надходження у воду [35]. Підвищення надходження кисню за рахунок фотосинтетичної аерації певною мірою компенсує зменшення його вмісту при підвищенні температури. Саме цим, імовірно, пояснюється незначне (до 2 мгО/дм³) середнє зменшення вмісту розчиненого кисню у воді досліджуваної річки в літньо-осінній меженній сезон.

Режим біогенних і органічних речовин

Вміст нітритів (NO₂⁻) у воді досліджуваної річки становив 0,004–0,18 мг/дм³ (табл. 5.49).

Таблиця 5.49

Вміст біогенної та органічної речовини у воді р. Дерелуй – с. Коровія в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	Fe _{заг.} , мг/дм ³	Окиснюваність, мгО/дм ³		Відношення ПО : БО, %
			перманганатна (ПО)	біхроматна (БО)	
Зимова межень	<u>0,004-0,06</u> 0,02	<u>0,10-0,42</u> 0,21	<u>3,20-11,1</u> 5,41	<u>6,90-33,8</u> 15,5	34,9
Весняне водопілля	<u>0,01-0,08</u> 0,04	<u>0,12-0,83</u> 0,36	<u>3,20-13,1</u> 5,54	<u>5,90-23,0</u> 16,1	34,4
Літньо-осінні паводки	<u>0,01-0,05</u> 0,03	<u>0,10-0,30</u> 0,21	<u>2,10-9,50</u> 5,33	<u>6,00-20,0</u> 13,6	39,2
Літньо-осіння межень	<u>0,01-0,18</u> 0,08	<u>0,18-0,53</u> 0,28	<u>3,50-9,70</u> 6,03	<u>11,2-23,5</u> 17,2	35,0

Сезонні варіації вмісту нітритів характеризувались низькими концентраціями під час зимової межени, їх підвищенням у весняний сезон за рахунок розпаду неживої органічної речовини. Найвищі концентрації нітритів спостерігались у період літньо-осінньої межени. Підвищення вмісту нітритів у воді річок з природним гідрохімічним режимом пов'язується із застійними явищами в руслах, погіршенням аерації води, активністю фітопланктону [4; 84; 85].

Концентрації загального заліза ($\text{Fe}^{2+} + \text{Fe}^{3+}$) протягом періоду спостережень змінювались від 0,1 до 0,83 мг/дм³, підвищення його вмісту були характерними для сезону весняного водопілля (табл. 5.49).

Величини перманганатної окиснюваності (ПО) протягом періоду спостережень змінювались від 2,10 до 13,1 мгО/дм³, біхроматної (БО) – від 6,00 до 33,8 мг/дм³ (табл. 5.49). У сезонному ході підвищувалися величини окиснюваності в літньо-осінній межений період. Між величинами перманганатної і біхроматної окиснюваності води досліджуваної річки встановлено лінійну залежність з коефіцієнтом кореляції 0,55 (рис. 5.51).

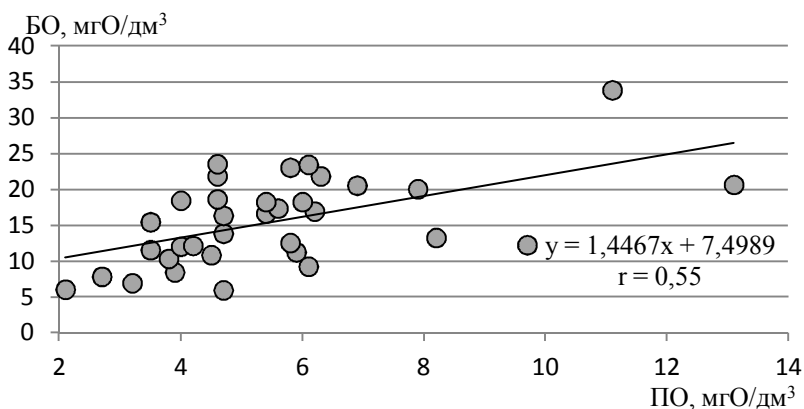


Рис. 5.51. Залежність між величинами перманганатної (ПО) і біхроматної (БО) окиснюваності води р. Дерелуй – с. Коровія

Значну частку органічної речовини склали нестійкі сполуки, про що свідчить відношення величин ПО : БО, яке, сезонно змінюючись у межах 34,4–39,2 %, становило, у середньому, 35,9 %.

*Гідрохімічний режим
природно-антропогенних ділянок малих річок.*

Хімічний склад і мінералізація води

Режим головних іонів верхніх, природно-антропогенних ділянок малих річок м. Чернівці на частинах басейнів з низьким і середнім рівнями антропогенного навантаження, у цілому, зберігав риси природного, основною з яких є визначеність концентрацій іонів і, відповідно, мінералізації – водності [66]. Оскільки витрати на верхніх контрольних створах не вимірювались, залежність іонного складу від водності вивчалась за величинами концентрацій головних іонів і мінералізації води, розрахованими для основних гідрологічних сезонів (табл. 5.59–5.61). Найбільші значення мінералізації (920–950 мг/дм³) характерні для зимової межені, коли річки живились, переважно, підземними водами. У цілому, протягом цього сезону формувалися гідрокарбонатно-кальцієві води другого типу. В окремі періоди низької зимової межені змінювався хімічний склад вод руслового стоку. Так, на усіх річках формувалися гідрокарбонатно-натрієві води другого типу з мінералізацією 0,8–0,9 г/дм³. За дещо вищої водності на річках Задубрівка і Мольниця спостерігались гідрокарбонатно-магнієві води другого і третього типів з мінералізацією 0,7–0,8 г/дм³ (табл. 5.59–5.61). Найменші (в окремих випадках до 0,4–0,5 г/дм³) значення мінералізації під час весняного водопілля при розбавленні руслового стоку слабомінералізованими талими сніговими водами. У цей гідрологічний сезон склад води постійно був гідрокарбонатно-кальцієвим, другого типу, із середньою мінералізацією в межах

0,7–0,8 г/дм³ (табл. 5.50–5.52). Дещо менші величини мінералізації характерні для періодів літньо-осінніх паводків, під час яких, в окремих випадках, вона знижувалась до 0,5–0,6 г/дм³, хімічний склад води був гідрокарбонатно-кальцієвим, другого типу. Помітне підвищення мінералізації в сезон літньо-осінньої межені, коли її значення зростали до 820–945 мг/дм³. За умов низької водності відбувалися зміни хімічного складу, на усіх досліджуваних річках формувались гідрокарбонатно-кальцієво-натрієві та гідрокарбонатно-натрієві води другого типу.

Таблиця 5.50

Хімічний склад води р. Клокучка – вул. Вижницька
у різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Дата, рік відбору проби води	Формула Курлова	Індекс хімічного складу
Зимова межень	$\frac{12.12}{2008}$	$\frac{HCO_3 65 SO_4 27 Cl 8}{Ca 50 Na + K 25 Mg 25}$	C Ca II 0,7
	$\frac{03.02}{2009}$	$\frac{HCO_3 75 Cl 13 SO_4 12}{Na + K 49 Ca 29 Mg 22}$	C Na II 0,9
Весняне водопілля	$\frac{11.03}{2009}$	$\frac{HCO_3 58 SO_4 31 Cl 11}{Ca 69 Mg 28 Na + K 3}$	C Ca II 0,5
	$\frac{15.04}{2009}$	$\frac{HCO_3 65 SO_4 24 Cl 11}{Ca 54 Mg 31 Na + K 15}$	C Ca II 0,5
Літньо-осінні паводки	$\frac{13.06}{2009}$	$\frac{HCO_3 60 SO_4 31 Cl 9}{Ca 53 Mg 28 Na + K 19}$	C Ca II 0,5
	$\frac{23.07}{2009}$	$\frac{HCO_3 69 SO_4 21 Cl 10}{Ca 55 Mg 28 Na + K 17}$	C Ca II 0,5
Літньо-осіння межень	$\frac{28.09}{2008}$	$\frac{HCO_3 68 SO_4 24 Cl 8}{Ca 57 Mg 22 Na + K 21}$	C Ca II 0,6
	$\frac{11.11}{2008}$	$\frac{SO_4 48 HCO_3 44 Cl 8}{Ca 55 Mg 32 Na + K 13}$	SC Ca II 0,8
	$\frac{28.09}{2009}$	$\frac{HCO_3 67 SO_4 24 Cl 3}{Na + K 34 Ca 33 Mg 33}$	C Na Ca II 0,7

Таблиця 5.51

Хімічний склад води р. Мольниця – вул. Винниченка
у різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Дата, рік відбору проби води	Формула Курлова	Індекс хімічного складу
Зимова межень	$\frac{18.12}{2008}$	$\frac{HCO_3 62 Cl 28 SO_4 10}{Ca 49 Na + K 29 Mg 22}$	C Ca II 0,6
	$\frac{20.01}{2009}$	$\frac{HCO_3 65 SO_4 20 Cl 15}{Mg 72 Ca 22 Na + K 6}$	C Mg III 0,7
	$\frac{03.02}{2009}$	$\frac{HCO_3 65 SO_4 25 Cl 10}{Na + K 58 Mg 28 Ca 14}$	C Na II 0,8
Весняне водопілля	$\frac{31.03}{2009}$	$\frac{HCO_3 76 SO_4 12 Cl 12}{Ca 65 Mg 25 Na + K 10}$	C Ca II 0,4
	$\frac{10.04}{2009}$	$\frac{HCO_3 73 SO_4 15 Cl 12}{Ca 60 Mg 23 Na + K 17}$	C Ca II 0,5
Літньо-осінні паводки	$\frac{12.10}{2008}$	$\frac{HCO_3 71 Cl 18 SO_4 11}{Ca 43 Na + K 30 Mg 27}$	C Ca II 0,6
	$\frac{23.06}{2009}$	$\frac{HCO_3 73 SO_4 17 Cl 10}{Ca 54 Mg 24 Na + K 22}$	C Ca II 0,5
Літньо-осіння межень	$\frac{27.07}{2009}$	$\frac{HCO_3 66 SO_4 25 Cl 9}{Ca 46 Na + K 40 Mg 14}$	C Ca II 0,6
	$\frac{28.09}{2009}$	$\frac{HCO_3 79 Cl 11 SO_4 10}{Na + K 54 Ca 39 Mg 7}$	C Na II 0,7

Таблиця 5.52

Хімічний склад води р. Задубрівка – вул. Учительська
у різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Дата, рік відбору проби води	Формула Курлова	Індекс хімічного складу
Зимова межень	$\frac{11.12}{2008}$	$\frac{HCO_3 74 SO_4 16 Cl 10}{Ca 56 Mg 23 Na + K 21}$	C Ca II 0,6
	$\frac{03.02}{2009}$	$\frac{HCO_3 65 SO_4 25 Cl 10}{Na + K 58 Mg 28 Ca 14}$	C Na II 1,0
	$\frac{23.02}{2009}$	$\frac{HCO_3 65 SO_4 20 Cl 15}{Mg 72 Ca 22 Na + K 6}$	C Mg III 0,7

Продовження таблиці 5.52

Весняне водопілля	$\frac{24.03}{2009}$	$\frac{HCO_3 71 Cl 18 SO_4 11}{Ca 43 Na + K 30 Mg 27}$	$\begin{matrix} C \\ II \end{matrix} \begin{matrix} Ca \\ 0,5 \end{matrix}$
	$\frac{30.04}{2009}$	$\frac{HCO_3 76 SO_4 12 Cl 12}{Ca 65 Mg 25 Na + K 10}$	$\begin{matrix} C \\ II \end{matrix} \begin{matrix} Ca \\ 0,4 \end{matrix}$
Літньо- осінні паводки	$\frac{23.06}{2009}$	$\frac{HCO_3 73 SO_4 17 Cl 10}{Ca 54 Mg 24 Na + K 22}$	$\begin{matrix} C \\ II \end{matrix} \begin{matrix} Ca \\ 0,5 \end{matrix}$
	$\frac{21.10}{2009}$	$\frac{HCO_3 75 SO_4 15 Cl 10}{Ca 59 Mg 26 Na + K 15}$	$\begin{matrix} C \\ II \end{matrix} \begin{matrix} Ca \\ 0,6 \end{matrix}$
Літньо- осіння межень	$\frac{01.10}{2008}$	$\frac{HCO_3 56 SO_4 34 Cl 10}{Mg 56 Ca 34 Na + K 10}$	$\begin{matrix} C \\ III \end{matrix} \begin{matrix} Mg \\ 0,7 \end{matrix}$
	$\frac{27.07}{2009}$	$\frac{HCO_3 66 SO_4 25 Cl 9}{Ca 46 Na + K 40 Mg 14}$	$\begin{matrix} C \\ II \end{matrix} \begin{matrix} Ca \\ 0,7 \end{matrix}$
	$\frac{17.08}{2009}$	$\frac{SO_4 43 HCO_3 37 Cl 21}{Ca 63 Na + K 27 Mg 10}$	$\begin{matrix} S \\ II \end{matrix} \begin{matrix} Ca \\ 0,8 \end{matrix}$
	$\frac{27.09}{2009}$	$\frac{HCO_3 79 Cl 11 SO_4 10}{Na + K 54 Ca 39 Mg 7}$	$\begin{matrix} C \\ II \end{matrix} \begin{matrix} Na \\ 0,8 \end{matrix}$

На річках Клокучка і Задубрівка, в одиничних випадках, формувались сульфатно-гідрокарбонатно-кальцієві та сульфатно-кальцієві води другого типу, які не спостерігались на річці з гідрохімічним режимом, близьким до природного (р. Дерелуй – с. Коровія) (табл. 5.50–5.52).

Порівняння варіацій сезонних величин мінералізації води малих річок, стік яких повністю формується в межах міста (рр. Клокучка і Мольниця), з такими для р. Дерелуй – с. Коровія показало, що їх руслові води значно меншою мірою розбавляються поверхневим стоком у багатоводні сезони. Аналіз даних, наведених у табл. 5.53, показав, що, по-перше, розбавлення руслових вод водами поверхневого стоку більше для річки з більшою площею басейну. Так, площа басейну р. Дерелуй зі створом с. Коровія перевищує площі басейнів річок Клокучка і Мольниця, відповідно, у 17 і 27 разів.

Таблиця 5.53

Зменшення мінералізації води р. Дерелуй – с. Коровія та верхніх ділянок малих річок м. Чернівці під час весняного водопілля та літньо-осінніх паводків у порівнянні з сезоном зимової межени

Річка, створ спостережень	Зменшення мінералізації води у порівнянні з зимовим меженням сезоном, %	
	весняне водопілля	літньо-осінні паводки
Дерелуй – с. Коровія	45	52
Клокучка – вул. Вижницька	27	22
Мольниця – вул. Винниченка	12	13

По-друге, ступінь розбавлення руслових вод більший для річок з нижчим рівнем техногенного навантаження на басейн. Природно-антропогенні ділянки річок Клокучка і Мольниця дренують різні райони житлової зони м. Чернівці. Перша з них – територію малоповерхової індивідуальної житлової забудови з присадибними ділянками, друга – територію старої багатоповерхової житлової забудови та майданчиків промислових підприємств, нині непрацюючих (радіоелектроніка, машинобудування), де рівень техногенного навантаження був значно вищим. Така особливість може бути інтерпретована як менша визначеність іонного складу води річок урбанізованої території їх водністю.

Мінералізація води і вміст головних іонів

Для природно-антропогенних ділянок малих річок міста характер залежності мінералізації води від концентрацій головних іонів, як і для річки Дерелуй, був лінійним. На рис. 5.52 показана залежність мінералізації води р. Клокучка – вул. Вижницька від концентрацій гідрокарбонатів, на рис. 5.53 – залежність мінералізації води р. Задубрівка – вул. Учительська від концентрацій іонів кальцію.

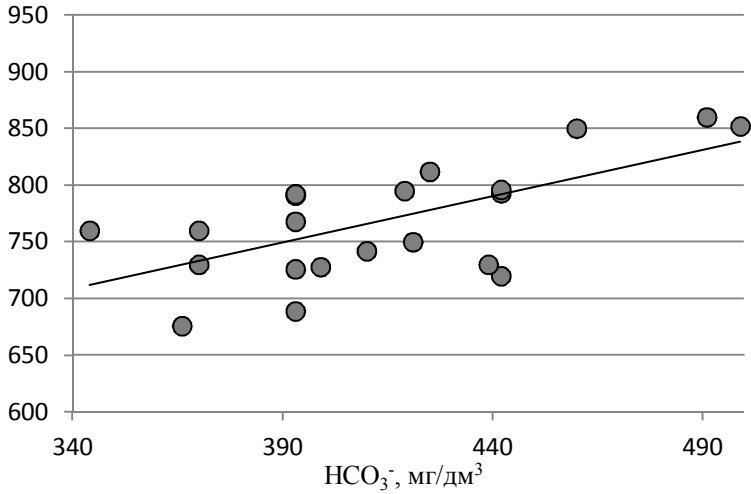


Рис. 5.52. Залежність мінералізації води $M (\Sigma_i)$ від концентрації гідрокарбонатів для р. Клокучка – вул. Вижницька

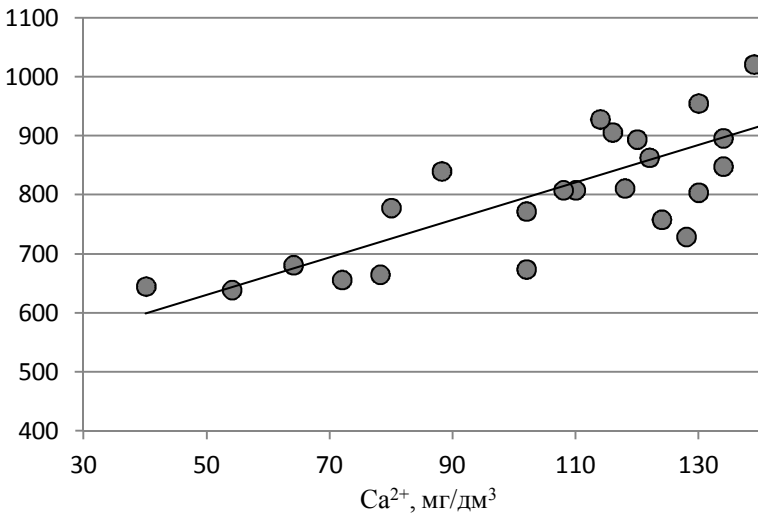


Рис. 5.53. Залежність мінералізації води $M (\Sigma_i)$ від концентрації іонів кальцію для р. Задубрівка – вул. Учительська

Результати спостережень свідчать про те, що тіснота залежності мінералізації води від вмісту окремих іонів значно слабша для малої річки урбанізованої території (р. Мольниця – вул. Винниченка) з вищим рівнем техногенного навантаження на басейн. Виявлена особливість підтверджується і значно меншою, ніж для річок зі слабозмінним гідрохімічним режимом, тісністю зв'язків між концентраціями головних іонів у водах руслового стоку [72]. Так, коефіцієнти парної кореляції зв'язків концентрацій головних іонів, розраховані для природно-антропогенних ділянок річок Клокучка і Задубрівка (табл. 5.54–5.55), близькі до їх значень, одержаних для води р. Дерелуй – с. Коровія з гідрохімічним режимом, близьким до природного.

Таблиця 5.54

Коефіцієнти кореляції концентрацій головних іонів
у воді р. Клокучка – вул. Вижницька

	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl
HCO ₃	0,71	0,62	0,66	0,24	0,76
Cl	0,68	0,51	0,75	0,17	
SO ₄ ²⁻	0,30	0,53	0,52		
	Mg ²⁺	0,79	0,41		
		Ca ²⁺	0,35		

Таблиця 5.55

Коефіцієнти кореляції концентрацій головних іонів
у воді р. Задубрівка – вул. Учительська

	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl
HCO ₃	0,68	0,72	0,59	0,20	0,67
Cl	0,64	0,47	0,70	0,12	
SO ₄ ²⁻	0,21	0,50	0,45		
	Mg ²⁺	0,72	0,38		
		Ca ²⁺	0,30		

Порівняння значень коефіцієнтів парної кореляції концентрацій головних іонів у воді р. Мольниця – вул. Винниченка зі значеннями, одержаними для рр. Клокучка і Задубрівка (табл. 5.54–5.55), показало, що для річок зі слабозмінним гідрохімічним режимом спостерігається більш тісний зв'язок концентрацій головних іонів, ніж за умов підвищеного техногенного навантаження на басейн.

Режим розчиненого кисню

Вміст розчиненого кисню у воді природно-антропогенних ділянок малих річок м. Чернівці протягом досліджуваного періоду становив 7,0–13,4 мг/дм³. Вищі концентрації характерні для сезонів зимової межені (за відсутності льодового покриву) і весняного водопілля, нижчі – під час літньо-осінньої межені, амплітуда сезонних коливань була незначною (табл. 5.56).

Таблиця 5.56

Вміст розчиненого кисню у воді природно-антропогенних ділянок річок Клокучка, Мольниця і Задубрівка

Гідрологічний сезон	Річка – створ спостережень	Вміст розчиненого кисню, мгО/дм ³
Зимова межень	Клокучка – вул. Вижницька	$\frac{10,9-13,0}{11,0}$
	Мольниця – вул. Винниченка	$\frac{9,5-12,9}{9,9}$
	Задубрівка – вул. Учительська	$\frac{12,7-13,4}{11,6}$
Весняне водопілля	Клокучка – вул. Вижницька	$\frac{10,5-11,8}{11,3}$
	Мольниця – вул. Винниченка	$\frac{9,5-11,7}{10,3}$
	Задубрівка – вул. Учительська	$\frac{10,9-11,9}{11,7}$
Літньо-осіння межень	Клокучка – вул. Вижницька	$\frac{7,0-11,6}{10,3}$
	Мольниця – вул. Винниченка	$\frac{7,0-10,3}{10,5}$
	Задубрівка – вул. Учительська	$\frac{7,2-10,8}{9,6}$

У водах річок Клокучка і Задубрівка вміст розчиненого кисню був дещо більшим, ніж у воді р. Мольниця, з вищим рівнем техногенного навантаження на басейн. Для вод природно-антропогенних ділянок річок зі слабозмінним гідрохімічним режимом спостерігалась тісна залежність вмісту розчиненого кисню від температури води, значення коефіцієнтів парної кореляції склали 0,92–0,96 [74]. Слабша залежність вмісту кисню від температури характерна для р. Мольниця (рис. 5.54).

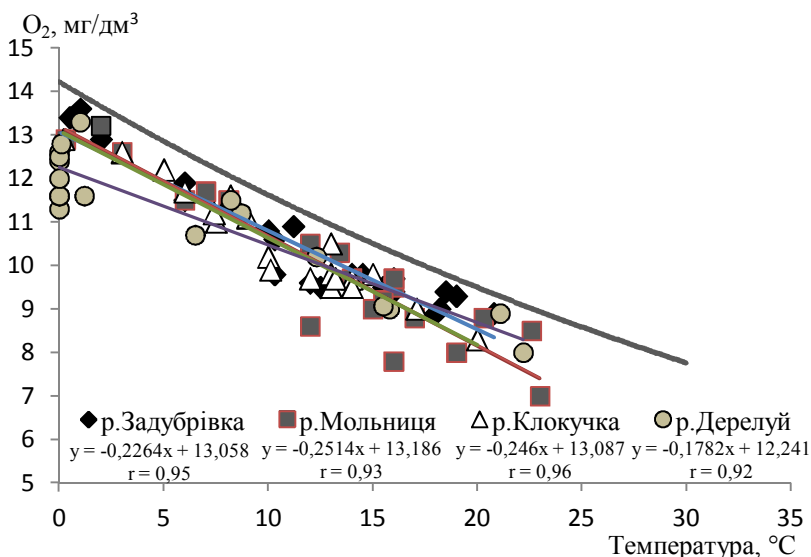


Рис. 5.54. Залежність вмісту розчиненого кисню від температури води верхніх ділянок малих річок м. Чернівці

Верхньою огинаючою поля точок на графіку (рис. 5.72) є крива залежності нормальної концентрації кисню від температури, що підтверджує достовірність одержаних результатів. У цілому, режим розчиненого кисню природно-антропогенних ділянок малих річок м. Чернівці був близьким до природного [74].

Режим біогенних і органічних речовин

Концентрації амонійного азоту більші у воді річки з вищим рівнем техногенного навантаження на басейн (р. Мольниця) і становили, протягом періоду спостережень, 0,42–0,63 мг/дм³. Загалом, режиму іонів амонію притаманне підвищення концентрацій у період весняного водопілля (табл. 5.57).

Таблиця 5.57

Середній вміст мінеральних форм азоту і загального заліза у воді природно-антропогенних ділянок малих річок м. Чернівці в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Річка, створ спостережень	Концентрація, мг/дм ³			
		NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	Fe _{заг}
Зимова межень	Клоучка – вул. Вижницька	0,29	0,01	0,82	0,25
	Мольниця – вул. Винниченка	0,42	0,05	0,88	0,75
	Задубрівка – вул. Учительська	0,21	0,05	2,11	0,21
Весняне водопілля	Клоучка – вул. Вижницька	0,44	0,05	1,84	0,42
	Мольниця – вул. Винниченка	0,46	0,09	2,07	1,38
	Задубрівка – вул. Учительська	0,26	0,08	2,42	0,36
Літньо-осіння межень	Клоучка – вул. Вижницька	0,23	0,06	0,54	0,28
	Мольниця – вул. Винниченка	0,63	0,08	0,73	1,12
	Задубрівка – вул. Учительська	0,16	0,08	1,53	0,32

Для нітритів риси річного режиму не були чітко вираженими, хоча деяке підвищення їх концентрацій спостерігалось у періоди літньо-осінньої межені, частково – на початку весняного водопілля (табл. 5.57).

Вміст нітратного азоту становив 0,73–2,42 мг/дм³. Режим нітратів характеризувався сезонним зниженням концентрацій протягом вегетаційного періоду, максимальний вміст

спостерігався під час весняного водопілля, що пов'язується з їх надходженням з талими водами [129; 136]. Високим був вміст нітратів і під час зимової межені, коли при їх мінімальному споживанні водними рослинами відбувався розпад органічної речовини. Найвищі концентрації нітратного азоту у цей гідрологічний сезон властиві р. Задубрівка, верхня частина течії якої дренує сільськогосподарські угіддя. В цілому, у воді природно-антропогенних ділянок малих річок переважаючою мінеральною формою азоту була нітратна – 65–88 % загального вмісту (рис. 5.55). Більшу частку загального вмісту мінеральних сполук азоту нітратна форма складала для річок Задубрівка і Клокучка, стік верхніх ділянок яких формувалася у межах сільськогосподарської і сільськогосподарсько-поселенської функціональних зон міста. Частка нітритного азоту була незначною (3,2–4,2 %) і дещо більшою для річки Мольниця з вищим рівнем техногенного навантаження на басейн. Частка амонійного азоту більша для річки, стік якої формувалася в межах поселенської і промислової зон міста (р. Мольниця) [71].



Рис. 5.55. Співвідношення мінеральних форм азоту у воді верхніх ділянок малих річок м. Чернівці, %

Середній вміст загального заліза ($Fe^{2+}+Fe^{3+}$) у воді верхніх ділянок річок Задубрівка і Клокучка не перевищував $0,42 \text{ мг/дм}^3$ і був помітно вищим (до $1,10 \text{ мг/дм}^3$) для р. Мольниця. У сезонному ході спостерігалось підвищення концентрацій загального заліза в період весняного водопілля.

Режим органічної речовини руслових вод природно-антропогенних ділянок досліджуваних річок характеризувався низькими значеннями окиснюваності у періоди зимової межени, під час водопілля і дощових паводків вона збільшувалась унаслідок змивання органічних речовин з поверхні водозборів. Найвищі значення перманганатної окиснюваності води річок Клокучка, Мольниці і Задубрівки становили, відповідно, 10,0, 13,1 і 9,1 мгО/дм³. Порівняння середніх за період спостережень значень перманганатної окиснюваності вод малих річок міста і р. Дерелуй – с. Коровія (табл. 5.49, 5.58) вказує на близькість режиму органічної речовини їх природно-антропогенних ділянок до природного.

Таблиця 5.58

Перманганатна окиснюваність води природно-антропогенних і техногенних ділянок малих річок м. Чернівці

Річка, створ спостережень	Перманганатна окиснюваність, мгО/дм ³
Клокучка – вул. Вижницька (верхній)	5,63
Клокучка – гирло	17,9
Мольниця – вул. Винниченка (верхній)	5,72
Мольниця – гирло	51,5
Задубрівка – вул. Учительська (верхній)	5,34
Шубранець – гирло	7,88
Дерелуй – с. Коровія	5,41

Режим мікроелементів

Ряд мікроелементів, концентрації яких вивчались у руслових водах досліджуваних малих річок, включав п'ять важких металів (Pb, Cr, Cu, Ni, Zn), найбільш характерних для стічних вод м. Чернівці, результати визначення їх концентрацій у воді природно-антропогенних ділянок річок наведені у табл. 5.59.

Таблиця 5.59

Вміст мікроелементів у воді природно-антропогенних ділянок малих річок м. Чернівці в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Річка, створ спостережень	Концентрація, мкг/дм ³				
		Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
Зимова межень	Клокучка – вул. Вижицька	<u>12-33*</u> 25,3	<u>3-6</u> 4,33	<u>4-11</u> 9,0	<u>9-18</u> 17,0	<u>8-29</u> 18,3
	Мольниця – вул. Винниченка	<u>12-29</u> 23,1	<u>3-15</u> 8,12	<u>5-16</u> 9,0	<u>16-37</u> 26,9	<u>14-29</u> 21,0
	Задубрівка – вул. Учителська	<u>7-27</u> 18,2	<u>4-7</u> 5,17	<u>2-12</u> 7,83	<u>9-19</u> 12,7	<u>10-30</u> 18,7
Весняне водопілля	Клокучка – вул. Вижицька	<u>19-48</u> 33,0	<u>4-9</u> 6,0	<u>8-13</u> 10,0	<u>12-19</u> 14,3	<u>21-24</u> 22,4
	Мольниця – вул. Винниченка	<u>15-34</u> 26,3	<u>2-9</u> 6,30	<u>12-35</u> 23,0	<u>24-90</u> 42,1	<u>24-51</u> 43,3
	Задубрівка – вул. Учителська	<u>13-26</u> 17,0	<u>4-9</u> 5,03	<u>4-16</u> 12,1	<u>8-17</u> 14,0	<u>11-33</u> 20,4
Літньо-осіння межень	Клокучка – вул. Вижицька	<u>13-31</u> 24,3	<u>4-8</u> 5,18	<u>4-12</u> 7,82	<u>8-25</u> 16,4	<u>13-41</u> 26,2
	Мольниця – вул. Винниченка	<u>18-29</u> 23,5	<u>2-15</u> 7,25	<u>6-30</u> 11,4	<u>14-41</u> 26,0	<u>12-58</u> 25,2
	Задубрівка – вул. Учителська	<u>14-25</u> 18,0	<u>2-8</u> 5,38	<u>4-13</u> 7,25	<u>10-19</u> 13,2	<u>12-34</u> 21,9

* у чисельнику вказаний діапазон концентрації, у знаменнику – її середнє значення.

На природно-антропогенних ділянках у річки не скидалися стічні води, основним джерелом надходження мікроелементів був поверхневий стік, більша частка об'єму якого формувалась під час весняного водопілля і дощових паводків.

Аналіз даних табл. 5.59 показує, що підвищення концентрацій усіх досліджуваних мікроелементів спостерігалось саме під час весняного водопілля, у зимові і літньо-осінні меженні періоди їх вміст був нижчим. Талі води містять мікроелементи, які накопичувались в сніговому покриві у зимовий період, а також ті, що надходять у результаті взаємодії водного стоку з поверхнею урбанізованої території. Помітна диференціація середнього вмісту мікроелементів у воді

досліджуваних річок (табл. 5.61) визначалась особливостями функціональної організації їх басейнів. Низькі концентрації всіх мікроелементів спостерігались у воді р. Задубрівка, верхня частина течії якої дренує агропоселенську територію. Дещо вищий їх вміст у воді р. Клокучка, природно-антропогенна частина басейну якої зайнята під малоповерхову приватну житлову забудову з великими присадибними ділянками. Найвищі концентрації мікроелементів, особливо цинку (Zn), нікелю (Ni) і міді (Cu), під час весняного водопілля у воді р. Мольниця. Стік верхньої ділянки цієї річки формувався на території старої багатоповерхової житлової забудови і майданчиків промислових підприємств, на одному з яких була дільниця гальванопокриттів [73]. Варіабельність концентрацій була більшою для мікроелементів, підвищений вміст яких формувався за рахунок надходження з техногенних джерел. Так, коефіцієнти варіації концентрацій міді (Cu), нікелю (Ni) і цинку (Zn) у воді р. Мольниця склали 0,60–0,68 при їх значеннях для річок з нижчим рівнем техногенного навантаження на басейни в межах 0,26–0,44 (табл. 5.60).

Таблиця 5.60

Середні за період спостережень концентрації мікроелементів \bar{C} , мкг/дм^3 у воді природно-антропогенних ділянок малих річок м. Чернівці

р. Клокучка – вул. Вижницька					
	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
\bar{C}	27,3	5,68	9,86	16,6	22,5
C_v	0,27	0,26	0,48	0,34	0,44
р. Мольниця – вул. Винниченка					
	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
\bar{C}	24,6	7,19	15,1	32,1	30,4
C_v	0,37	0,42	0,60	0,60	0,68
р. Задубрівка – вул. Учителівська					
	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
\bar{C}	19,6	5,21	9,11	13,8	21,1
C_v	0,33	0,31	0,40	0,30	0,44

Для води природно-антропогенних ділянок досліджуваних річок не були характерними тісні зв'язки між концентраціями мікроелементів (табл. 5.61–5.63).

Таблиця 5.61

Коефіцієнти парної кореляції концентрацій мікроелементів у воді р. Клокучка – вул. Вижницька

	Cr	Cu	Ni	Zn
Pb	0,28	0,36	0,26	0,10
	Cr	0,38	0,37	0,14
		Cu	0,49	0,41
			Ni	0,17

Таблиця 5.62

Коефіцієнти парної кореляції концентрацій мікроелементів у воді р. Мольниця – вул. В. Винниченка

	Cr	Cu	Ni	Zn
Pb	0,17	0,20	0,25	0,31
	Cr	0,20	0,20	0,14
		Cu	0,14	0,32
			Ni	0,22

Таблиця 5.63

Коефіцієнти парної кореляції концентрацій мікроелементів у воді р. Задубрівка – вул. Учителська

	Cr	Cu	Ni	Zn
Pb	0,32	0,22	0,40	0,22
	Cr	0,45	0,20	0,33
		Cu	0,44	0,17
			Ni	0,14

За відсутності даних по стоку мікроелементів річки з природним гідрохімічним режимом (р. Дерелуй), тенденції змін тісноти зв'язків їх концентрацій не виявлені.

Гідрохімічний режим техногенних ділянок річок

Хімічний склад стічних вод каналізації і поверхневого стоку з території міста. Важливим чинником антропогенних змін

хімічного складу води річок урбанізованої території є скидання в них стічних вод міської каналізації та поверхневого стоку. При проведенні досліджень вивчався хімічний склад стоків, які відводились в річку Мольниця з постійно діючого скиду в районі вул. Старобельської. Скид виконаний у вигляді каскаду лотків, по яких в річку щодоби надходило близько 3,5 тис. м³ неочищених каналізаційних стоків. Осереднені за період досліджень результати визначення вмісту головних іонів у стічних водах наведені в табл. 5.64.

Таблиця 5.64

Хімічний склад води р. Дерелуй,
верхніх ділянок малих річок м. Чернівці та
стічних вод каналізації, які скидалися в р. Мольниця

Водний об'єкт, пункт контролю, вид проби	Концентрації головних іонів, мг/дм ³						Σ _і мг/дм ³	Індекс хімічного складу води
	Na ⁺ +K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ⁻		
р. Дерелуй – с. Коровія, річкова вода	46,2	23,5	66,1	40,7	53,1	287	523	C _{II} ^{Ca} 0,5
р. Клокучка – вул. Вижницька, річкова вода	61,0	39,5	112	36,0	134	405	787	C _{II} ^{Ca} 0,8
р. Мольниця – вул. Винниченка, річкова вода	83,0	35,8	129	92,5	129	424	893	C _{II} ^{Ca} 0,9
Скид каналізації м. Чернівці в р. Мольниця, стічні води	225	35,0	124	285	110	477	1256	Cl _{II} ^{Na} 1,2

Дані табл. 5.64 свідчать про те, що за хімічним складом стічні води докорінно відрізнялись від річкових: перші були хлоридно-натрієвими, другі мали чітко виражений гідрокарбонатно-кальцієвий склад. Різниця у хімічному складі утворювалась за рахунок значного підвищення у стічних водах концентрацій хлоридів (у 3–8) та іонів натрію і калію (3–4 рази).

Більша частина басейну р. Мольниця обладнана системою каналізації загальносплавного типу. За таких умов існувала певна визначеність хімічного складу стічних вод умовами формування та хімічним складом поверхневого (талого снігового та дощового) стоку. Чітко виражений хлоридно-натрієвий склад стічних вод з підвищеною до 1,3–1,7 г/дм³ мінералізацією спостерігався під час посушливих літніх і межених зимових періодів (табл. 5.65).

Таблиця 5.65

Хімічний склад стічних вод каналізації,
які скидалися в р. Мольниця в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Дата, рік відбору проби води	Концентрації головних іонів, мг/дм ³						$\sum_{i=1}^n$ мг/дм ³	Індекс хімічного складу води
		Na ⁺ +K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ⁻		
Зимова межень	<u>12.12</u> 2009	368	41,3	142	468	146	559	1724	Cl _{II} ^{Na} 1,7
Весняне водопілля	<u>28.02</u> 2009	420	24,3	136	603	111	371	1665	Cl _{III} ^{Na} 1,7
Літні дощові паводки	<u>18.06</u> 2009	99,9	21,5	106	95,0	96,3	393	812	C _{II} ^{Ca} 0,8
	<u>28.08</u> 2009	90,4	22,7	98,2	83,0	94,0	380	768	C _{II} ^{Ca} 0,8
Літня межень	<u>22.06</u> 2009	185	27,3	126	180	138	491	1147	C _{II} ^{Na} 1,1
	<u>05.07</u> 2009	277	28,0	100	330	116	424	1275	Cl _{II} ^{Na} 1,3
	<u>27.07</u> 2009	152	24,6	94,2	134	98,8	420	924	C _{II} ^{Na} 0,9

У зимовий період під час відлиг концентрації хлоридів та іонів натрію і калію у стічних водах підвищувались за рахунок надходження у складі поверхневого стоку компонентів протижелезних засобів, які використовувались на автомобільних

шляхах і міжбудинкових територіях у межах басейну річки. На початку сніготанення залишки протиожеледних засобів остаточно змивались в систему зливової каналізації. У такі періоди в стічних водах інколи спостерігався вміст хлоридів та іонів натрію і калію вищий, ніж у меженні сезони. Під час літніх дощових паводків стічні води каналізації розбавлялись поверхневим стоком, мінералізація знижувалась до 0,8 г/дм³, тільки протягом таких періодів спостерігався їх гідрокарбонатно-кальцієвий склад.

У цілому, протягом періоду досліджень у 58 % випадків зафіксовано гідрокарбонатно-натрієвий, у 33 % – хлоридно-натрієвий та у 9 % випадків – гідрокарбонатно-кальцієвий склад стічних вод.

Аналітично визначені концентрації мікроелементів у стічних водах наведені в табл. 5.66.

Таблиця 5.66

Концентрації мікроелементів у складі стічних вод
при їх скиданні в р. Мольниця

Концентрації мікроелементів, мкг/дм ³				
Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
<u>33,9*</u>	<u>39,9</u>	<u>135</u>	<u>180</u>	<u>154</u>
24–78	22–100	18–334	23–321	31–234

* у чисельнику наведені середні значення концентрацій мікроелементів, у знаменнику – діапазон їх змін.

Як видно з табл. 5.66, неочищені каналізаційні стоки містили мікроелементи у достатньо високих концентраціях. За джерелами надходження в каналізаційну мережу міста досліджувані мікроелементи можуть бути поділені на дві групи:

- важкі метали, які використовувались у технологічних процесах (Cr, Cu, Ni, Zn);

- важкі метали, які не використовувались у технологічних процесах, а надходили в зливову каналізацію у складі поверхневого стоку з урбанізованої території (Pb).

Серед металів, віднесених до першої групи, вищі концентрації спостерігались для нікелю (Ni), міді (Cu) і цинку (Zn). Концентрації хрому (Cr) і свинцю (Pb) були значно нижчими.

До другої групи належить свинець (Pb), джерелом надходження якого в довкілля вважається автомобільний транспорт. На теперішній час в карбюраторних двигунах як антидетонатор застосовується тетраетилсвинець. В одному дециметрі кубічному етильованого бензину міститься 0,4–0,8 г металічного свинцю. Вміст свинцевого пилу у відпрацьованих газах автомобілів, за різними даними, коливається від 0,07 до 400 мг/м³. При нормі витрати етильованого бензину близько 10 л/100 км і інтенсивності руху на окремих магістралях від 25 тис. автомобілів за добу, щоденне виділення токсичних свинцевих сполук становить від 500 до 750 г/км. Перша зона накопичення свинцю формується у безпосередній близькості до доріг (10–30 м), де його вміст у ґрунтах становить до 450 мг/кг ґрунту, друга – на відстані до 150 м з істотно меншим вмістом [3; 77].

Протягом досліджуваного періоду спостерігались значні часові варіації концентрацій мікроелементів у стічних водах, найбільшими вони були для міді (Cu), нікелю (Ni) і цинку (Zn) (табл. 5.66).

Значні кількості речовин надходять у малі річки міста з поверхневим стоком. Якісний склад стоку і вміст у ньому хімічних речовин визначаються багатьма чинниками, які можна об'єднати в такі групи: кліматичні умови, ландшафтно-функціональна організація басейнів річок, їх екологічний стан. При вивченні гідрохімічного режиму малих річок Чернівців вміст хімічних речовин у водах поверхневого стоку з

урбанізованої території не вивчався, проте такі дослідження проведені в ряді великих міст. У табл. 5.67 наведені величини експериментально визначених концентрацій хімічних речовин у водах поверхневого стоку з територій міст.

Таблиця 5.67

Хімічний склад поверхневого стоку з територій міст [54]

Показник	Дніпропетровськ	Даугавпілс	Москва	Воронеж	Астрахань
Ph	7,5–7,6	7,0–7,7	7,0–8,0	7,8–8,0	8,6–9,4
Лужність, мг-екв/дм ³	8,2–8,5	3,4–4,0	7,5–8,7	4,1–5,1	3,0–4,0
Прозорість, см	3,0–5,0	13–14		6,0–7,0	
Завислі речовини, мг/дм ³	724–740	42–120	65–245	39–90	215–281
Сухий залишок, мг/дм ³	1652–1706	500–720	1088–1935	200–266	
Прокалений залишок, мг/дм ³	106–148	271–317	314–879	22,4–86,0	42,2–139
ХСК, мгО/дм ³		23,8–95,0	15,3–21,6	60,2–120,0	57,6–195
БСК ₅ , мгО/дм ³	6,1–7,8	16,4–20,3		187–249	
Нафтопродук- ти, мг/дм ³	3,0–24	13–156	12–18	42–52	95–197
Жорсткість загальна, мг-екв/дм ³	11,3–13,2	5,4–7,2	7,5–8,7	5,0–5,5	
Сульфати, мг/дм ³	200–360	22–50		48–55	195–212
Хлориди, мг/дм ³	340–350	3,0–5,2	51–190	91–111	323–451

З даних табл. 5.67 видно, що у складі поверхневого стоку з території міста знаходяться мінеральні компоненти, розчинні і нерозчинні органічні домішки.

Хімічний склад і мінералізація води

Гідрохімічний режим нижніх, техногенних частин басейнів малих річок зазнавав суттєвих змін, глибина яких визначалась рівнем антропогенного навантаження. У зимовий меженний

період хімічний склад води нижньої частини течії річки Клокучка був нестабільним. Гідрокарбонатно-кальцієві води другого типу з мінералізацією 0,7–0,8 г/дм³ формувалися тільки за умов відносно підвищеної (до 0,3 м³/с) водності. З її зниженням послідовно формувалися гідрокарбонатно-кальцієво-натрієві та гідрокарбонатно-натрієві води другого типу з мінералізацією 0,8–0,9 г/дм³, при найменших витратах – хлоридно-натрієві води третього типу з мінералізацією до 1,4 г/дм³. Подібна ситуація спостерігалась і під час весняного водопілля, лише в окремі багатоводні періоди якого формувалися гідрокарбонатно-кальцієві води другого типу з мінералізацією до 0,7–0,8 г/дм³. Унаслідок надходження з поверхневим стоком у руслові води хлоридів, іонів натрію і калію техногенного походження формувалися хлоридно-натрієві води другого типу з мінералізацією до 1,0 г/дм³. Зауважимо, що при зниженні концентрацій гідрокарбонатів, іонів магнію і кальцію за умов техногенного надходження хлоридів та іонів натрію і калію мінералізація вод руслового стоку річки в періоди весняного водопілля була дещо вищою за її значення під час зимової межени (табл. 5.65). Під час літньо-осінніх паводків спостерігалось розбавлення руслового стоку слабомінералізованими дощовими водами. Надходження розчинних солей з поверхневим стоком, у порівнянні з сезоном весняного водопілля, значно зменшувалось, наслідком чого було зниження мінералізації води [65; 72]. У цей гідрологічний сезон формувалися, переважно, гідрокарбонатно-кальцієві води другого типу з мінералізацією 0,6–0,8 г/дм³, в окремі маловодні періоди – гідрокарбонатно-натрієві води другого типу з мінералізацією до 0,9 г/дм³.

Під час літньо-осінньої межени мінералізація руслового стоку підвищувалась, при сезонному зменшенні об'ємів поверхневого стоку основна кількість хімічних речовин надходила у русло з підземними і стічними водами. У багатоводні періоди цього

гідрологічного сезону формувались гідрокарбонатно-кальцієві, при нижчих витратах – гідрокарбонатно-магнієві і гідрокарбонатно-натрієві води другого типу з мінералізацією 0,7–0,8 г/дм³. У маловодні меженні періоди формувались гідрокарбонатно-кальцієві води другого типу з мінералізацією до 0,9 г/дм³, при найменших витратах спостерігались хлоридно-натрієві води другого – третього типів з мінералізацією до 1,2 г/дм³.

Менш помітні зміни під впливом антропогенних чинників спостерігались у хімічному складі і режимі мінералізації руслових вод річки Клокучка. Для усіх головних іонів характерне зниження концентрацій при зростанні водності. Помітно вища мінералізація води спостерігалась під час зимової межені, у багатоводні періоди якої формувались гідрокарбонатно-кальцієві води другого типу. Зі зменшенням водності послідовно формувались гідрокарбонатно-кальцієво-натрієві і гідрокарбонатно-натрієві води другого типу з мінералізацією до 0,9–1,0 г/дм³.

Під час весняного водопілля мінералізація руслового стоку зменшувалась, при витратах, близьких до 0,4 м³/с, формувались гідрокарбонатно-кальцієві води другого типу з мінералізацією 0,6–0,7 г/дм³. Зі зниженням водності формувались, послідовно, гідрокарбонатно-кальцієво-натрієві і гідрокарбонатно-натрієві води другого типу з мінералізацією 0,7–0,8 г/дм³. Аналогічний характер формування хімічного складу характерний і для періодів дощових паводків з тією різницею, що гідрокарбонатно-натрієві води другого типу, які формувались при маловодних паводках, більш (до 1,0 г/дм³) мінералізовані.

У період літньо-осінньої межені відбувались помітніші, ніж в інші гідрологічні сезони, зміни хімічного складу води р. Мольниця. У багатоводні періоди літньої межені формувались гідрокарбонатно-кальцієві та гідрокарбонатно-магнієві води другого типу, мінералізація яких становила близько 0,7 г/дм³. У маловодні меженні періоди формувались

гідрокарбонатно-кальцієво-натрієві і гідрокарбонатно-натрієві води другого типу з мінералізацією 0,7–0,8 г/дм³. В окремих випадках спостерігалось формування хлоридно-натрієвих вод третього типу з мінералізацією 0,9–1,0 г/дм³.

Найвища (0,7–0,8 мг/дм³) мінералізація води річки Шубранець під час зимової межені, у багатоводні періоди якої формувались, переважно, гідрокарбонатно-кальцієві води другого типу. У маловодні зимові меженні періоди при більших витратах формувались гідрокарбонатно-магнієві, менших – гідрокарбонатно-натрієві води другого типу з мінералізацією 0,7–0,8 г/дм³. Під час весняного водопілля мінералізація помітно (в окремих випадках до 0,5 г/дм³) знижувалась, склад води був гідрокарбонатно-кальцієвим, другого типу. Руслові води річки під час літньо-осінніх паводків дещо менше, ніж під час весняного водопілля, розбавлялись поверхневим стоком, тому мінералізація, при стабільному гідрокарбонатно-кальцієвому складі, не була нижчою за 0,6–0,7 г/дм³. Під час літньо-осінньої межені зміни хімічного складу води спостерігались тільки у маловодні періоди, коли при витратах, що не перевищували 0,1 м³/с, формувались гідрокарбонатно-кальцієво-натрієві води з мінералізацією, що не перевищувала 0,8 г/дм³. Дещо вищі, ніж для річок Клокучка і Мольниця, концентрації сульфатів, іонів кальцію і натрію у водах річки Шубранець формувались, імовірно, за рахунок надходження високомінералізованих (до 5,1 г/дм³) сульфатно-кальцієво-натрієвих підземних вод, поширених у межах басейну [37].

Унаслідок антропогенних змін гідрологічного режиму досліджуваних малих річок і порядку надходження у них хімічних речовин [62; 70; 72; 77] зазнав змін і характер залежності мінералізації від водності. Близьким до природного він залишився тільки для р. Шубранець, хоча тіснота зв'язку мінералізації з витратами води суттєво знизилась.

На рис. 5.56 показані залежності мінералізації від витрат води р. Дерелуй – с. Коровія і р. Шубранець – гирло, з яких видно, що у дослідженому для р. Шубранець діапазоні витрат (0,1–0,4 м³/с) інтенсивність зниження мінералізації при зростанні водності була значно меншою, ніж для р. Дерелуй. Для техногенних ділянок річок Мольниця і Клокучка збереглась лише тенденція до зменшення мінералізації при зростанні водності, дещо краще виражена для р. Мольниця ($r = 0,25$), слабше – для р. Клокучка ($r = 0,15$).

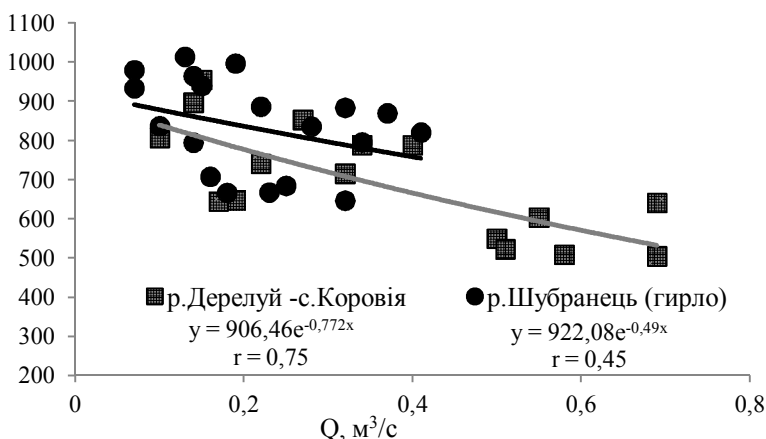


Рис. 5.56. Залежність мінералізації $M(\Sigma_i)$ від витрат води р. Дерелуй – с. Коровія і р. Шубранець – гирло

Режим головних іонів

Антропогенне порушення природного режиму надходження в малі річки хімічних речовин призвело, по-перше, до загального послаблення зв'язків між концентраціями головних іонів і витратами води. Так, якщо для р. Дерелуй – с. Коровія з гідрохімічним режимом, близьким до природного, коефіцієнти кореляції зв'язків концентрацій головних іонів з витратами води становили 0,55–0,79, то для техногенних ділянок малих річок

міста вони не перевищували 0,56. По-друге, у деяких випадках відбувалось зростання мінералізації при збільшенні водності.

На гирловій ділянці річки Клокучка спостерігалось підвищення концентрацій хлоридів, сульфатів і іонів натрію і калію при збільшенні витрат води на початку весняного водопілля і в періоди дощових паводків.

Коефіцієнти кореляції зв'язків становили 0,48–0,56. Пряма залежність між концентраціями головних іонів і водністю в дослідженому її діапазоні за наявної кількості спостережень оптимально апроксимувалася функцією парабол:

$$M = aQ^2 + bQ + C, \quad (5.6)$$

де M – мінералізація, мг/дм³; Q – витрата води, м³/с; a , b і c – параметри.

Зниження концентрацій при зростанні водності характерне для гідрокарбонатів, іонів кальцію та магнію у воді техногенних ділянок усіх річок, хлоридів, сульфатів та іонів натрію і калію – річок Мольниця і Шубранець. Зворотні залежності також, як і для річки з гідрохімічним режимом, близькі до природного, апроксимувалися рівнянням степеневі функції (табл. 5.68).

Таблиця 5.68

Залежність мінералізації води
від концентрації головних іонів
для техногенних ділянок малих річок м. Чернівці

Головний іон	Річка, створ спостережень	Досліджуваний діапазон концентрацій, мг/дм ³	Рівняння залежності $C = f(Q)$	Коефіцієнт кореляції
HCO ₃ ⁻	Клокучка – гирло	300–470	$M = 3,0159 C_i - 204,44$	0,62
	Мольниця – гирло	350–500	$M = 1,5424 C_i + 294,99$	0,76
	Задубрівка – гирло	330–510	$M = 1,853 C_i + 26,873$	0,68
SO ₄ ²⁻	Клокучка – гирло	80–150	$M = 7,8916 C_i - 0,5184$	0,69
	Мольниця – гирло	80–270	$M = 1,3875 C_i + 708,42$	0,64
	Задубрівка – гирло	40–180	$M = 1,7058 C_i + 644,21$	0,74
Cl ⁻	Клокучка – гирло	60–250	$M = 3,8158 C_i + 436,13$	0,82
	Мольниця – гирло	50–120	$M = 2,50 C_i + 609,09$	0,77
	Задубрівка – гирло	40–80	$M = 2,7768 C_i + 680,08$	0,58

Ca ²⁺	Клокучка – гирло	40–150	$M = 5,9871 C_i + 312,49$	0,60
	Мольниця – гирло	80–110	$M = 6,2093 C_i + 317,16$	0,56
	Задубрівка – гирло	60–140	$M = 2,8887 C_i + 512,48$	0,53
Mg ²⁺	Клокучка – гирло	15–35	$M = 1,7698 C_i + 897,7$	0,60
	Мольниця – гирло	15–46	$M = 5,7201 C_i + 782,86$	0,58
	Задубрівка – гирло	20–37	$M = 1,052 C_i + 801,06$	0,48
Na ⁺ +K ⁺	Клокучка – гирло	50–210	$M = 4,1527 C_i + 451,64$	0,78
	Мольниця – гирло	90–160	$M = 3,7191 C_i + 433,64$	0,74
	Задубрівка – гирло	30–130	$M = 2,5772 C_i + 612,9$	0,72

Наявність зворотних і прямих зв'язків між концентраціями головних іонів і витратами води підтверджена рядом дослідників, зокрема С.І. Сніжком [114; 115].

Для вод техногенних ділянок досліджуваних малих річок зберігся лінійний характер залежності мінералізації від концентрацій головних іонів, яка в усіх випадках апроксимувалась рівнянням прямої (табл. 5.68).

Тіснота зв'язку мінералізації води гирлових ділянок малих річок з вмістом головних іонів збільшувалась для концентрацій сульфатів, хлоридів, іонів натрію та калію, що мали значну складову техногенного походження. Для концентрацій гідрокарбонатів і іонів кальцію не спостерігалось односпрямованої тенденції змін тісноти зв'язку з мінералізацією, для вмісту іонів магнію вона не зазнала помітних змін (табл. 5.53).

Антропогенні зміни характеру надходження хімічних речовин у води малих річок, що дренують урбанізовану територію, призвели й до послаблення зв'язків між концентраціями головних іонів [62; 66; 77; 72]. Найбільш суттєво знизилися значення коефіцієнтів парної кореляції концентрацій більшості головних іонів у воді гирлової ділянки р.Клокучка. Разом з тим відмітимо, що тіснота зв'язків концентрацій сульфатів з гідрокарбонатами і хлоридами у воді цієї річки дещо підвищилась (табл. 5.69). Менше послабились

зв'язки між концентраціями головних іонів у воді гирлової ділянки р. Шубранець, техногенне навантаження на басейн якої у період проведення досліджень було найменшим (табл. 5.70).

Таблиця 5.69

Коефіцієнти кореляції концентрацій головних іонів
у воді р. Клокучка – гирло

	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl
HCO ₃	0,26	0,17	0,24	0,50	0,22
Cl	0,20	0,20	0,33	0,33	
SO ₄ ²⁻	0,17	0,10	0,43		
	Mg ²⁺	0,32	0,24		
		Ca ²⁺	0,17		

Таблиця 5.70

Коефіцієнти кореляції концентрацій головних іонів
у воді р. Шубранець – гирло

	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl
HCO ₃	0,49	0,61	0,69	0,33	0,54
Cl	0,51	0,41	0,53	0,10	
SO ₄ ²⁻	0,37	0,39	0,48		
	Mg ²⁺	0,54	0,29		
		Ca ²⁺	0,14		

Режим розчиненого кисню

Унаслідок антропогенного впливу, основним чинником якого, у даному випадку, було скидання в малі річки збагачених органічними речовинами стічних вод міської каналізації, суттєво змінився режим розчиненого кисню їх техногенних ділянок [74]. Результати визначення вмісту розчиненого кисню у воді техногенних ділянок малих річок м. Чернівці наведені у табл. 5.71. Характер сезонних варіацій концентрацій розчиненого кисню, з їх максимальними величинами під час весняного водопілля і зимової межені, мінімальними – в літньо-осінні меженні періоди, встановлений для природно-антропогенних ділянок річок, повною мірою зберігся для гирлової ділянки річки Шубранець, частково – річки Клокучка.

У воді гирлової ділянки річки Мольниця під час зимової межені та весняного водопілля спостерігались однаково низькі концентрації кисню, які суттєво знижувались у літньо-осінній межений сезон (табл. 5.71). Вміст розчиненого кисню у воді техногенних ділянок, у порівнянні з природно-антропогенними, зменшився для всіх річок, ступінь зменшення відповідав рівню антропогенного навантаження. Найбільш інтенсивним (-81–92 %) було зниження вмісту кисню у воді гирлової ділянки р. Мольниця, в яку скидались найбільші (у порівнянні з об'ємом стоку) об'єми неочищених стоків каналізації. Помітно (-24–45 %) зменшувався вміст кисню у воді гирлової ділянки р. Клокучка, помірних змін (-7–16 %) він зазнав у воді гирлової ділянки р. Шубранець, в яку скидались незначні об'єми стічних вод (табл. 5.71).

Таблиця 5.71

Вміст розчиненого кисню у воді техногенних ділянок річок Клокучка, Мольниця і Шубранець у різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Річка, створ спостережень	Вміст розчиненого кисню, мгО/дм ³	Зміна сезонного вмісту у порівнянні з фоновим, %
Зимова межень	Клокучка – гирло	$\frac{6,20-9,10}{7,40}$	-32,7
	Мольниця – гирло	$\frac{1,20-3,70}{1,92}$	-80,6
	Шубранець – гирло	$\frac{9,50-12,1}{9,70}$	-16,4
Весняне водопілля	Клокучка – гирло	$\frac{7,0-9,70}{8,53}$	-24,5
	Мольниця – гирло	$\frac{1,50-3,70}{1,92}$	-81,4
	Шубранець – гирло	$\frac{9,30-10,4}{9,90}$	-15,4
Літньо-осіння межень	Клокучка – гирло	$\frac{4,30-7,40}{5,64}$	-45,2
	Мольниця – гирло	$\frac{0,10-2,80}{0,76}$	-92,8
	Шубранець – гирло	$\frac{5,40-9,80}{8,94}$	-6,67

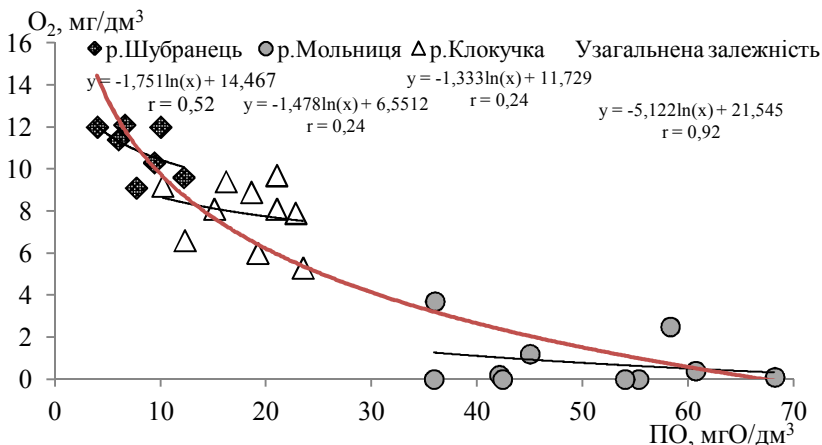


Рис. 5.57. Залежність вмісту розчиненого кисню від величини перманганатної окиснюваності води (ПО) техногенних ділянок малих річок м. Чернівці

Узагальнена залежність демонструє характер змін концентрацій розчиненого кисню у воді гирлових ділянок досліджуваних річок у діапазоні перманганатної окиснюваності 5–70 мгО/дм³. Залежність вмісту розчиненого кисню від температури води, близька до природної, спостерігалась лише для гирлової ділянки р. Шубранець (рис. 5.58). Верхньою кривою, що огинає поля точок на графіку, є крива для нормальної концентрації кисню. Менш тісні залежності характерні для води гирлових ділянок річок Клокучка і Мольниця, значення коефіцієнтів їх кореляції становили, відповідно, 0,56 і 0,22. Крім збільшення вмісту у воді техногенних ділянок досліджуваних річок органічної речовини, чинником зменшення концентрацій розчиненого кисню були антропогенні зміни термічного режиму. Дослідженнями автора встановлено, що температура води гирлових ділянок річок Клокучка і Мольниця в холодні періоди року, внаслідок скидання стічних вод, не опускалась нижче 5–7 °С [63], що

пояснює відсутність відрізків кривих залежності (рис. 5.58) у діапазоні температур 0–7 °С.

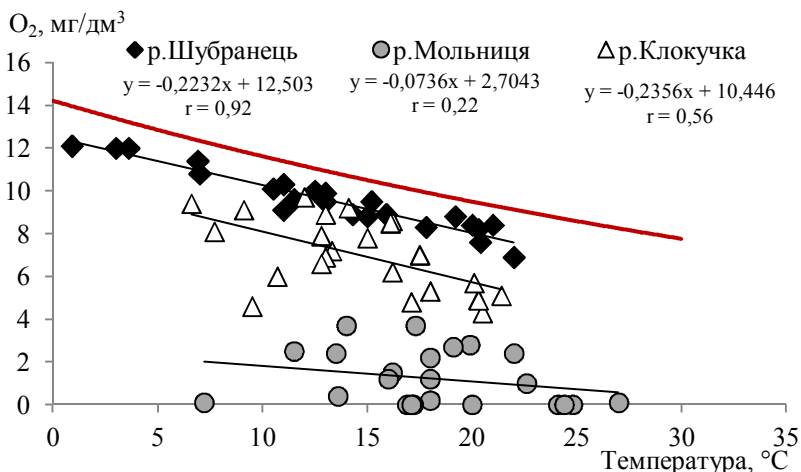


Рис. 5.58. Залежність вмісту розчиненого кисню від температури води гирлових ділянок малих річок м. Чернівці

Режим біогенної та органічної речовини

Надходження в малі річки у складі стічних вод і з поверхневим стоком сполук азоту антропогенного походження спричинило зміни режиму його мінеральних форм в техногенних частинах їх басейнів. Результати визначення вмісту мінеральних форм азоту у воді техногенних ділянок досліджуваних малих річок наведені в табл. 5.72.

Порівняльний аналіз даних, наведених у табл. 5.56 і 5.72, показав підвищення вмісту всіх мінеральних форм азоту у воді техногенних ділянок досліджуваних річок. Найбільше підвищення концентрацій сполук азоту, які надходили у річки, в основному, у складі стічних вод. Так, концентрації амонійного азоту у воді гирлових ділянок Клокучка і Мольниця підвищувались до 7–10 мг/дм³ (в 11–24 рази у порівнянні з вмістом у воді верхніх ділянок), менш істотним було

підвищення концентрацій нітратного і нітритного азоту. Характер сезонних варіацій вмісту сполук азоту, встановлений для фонових ділянок досліджуваних річок, зберігся тільки для р. Шубранець, в яку скидались незначні об'єми стічних вод. Унаслідок антропогенного впливу сезонні зміни концентрацій сполук азоту у воді техногенних ділянок річок Клокучка і Мольниця в більшою мірою стали визначатись не біохімічними процесами, а змінами водності. Підвищені концентрації нітратного і, особливо, амонійного азоту спостерігались у воді гирлових ділянок цих річок у зимовий меженний сезон, вони помітно знижувались під час весняного водопілля і літньо-осінніх дощових паводків через розбавлення руслового стоку талими сніговими і дощовими водами. У період літньо-осінньої межені, за рахунок надходження сполук азоту в складі стічних вод, їх концентрації підвищувались майже до рівня зимового меженного сезону [71].

Таблиця 5.72

Середній вміст мінеральних форм азоту і загального заліза у воді техногенних ділянок малих річок м. Чернівці в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Річка, створ спостережень	Концентрація, мг/дм ³			
		NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	Fe _{заг}
Зимова межень	Клокучка – гирло	6,32	0,57	1,50	0,58
	Мольниця – гирло	10,0	0,51	1,10	0,82
	Шубранець – гирло	0,34	0,10	2,15	0,25
Весняне водопілля	Клокучка – гирло	3,75	0,22	1,06	0,40
	Мольниця – гирло	6,57	0,40	2,13	0,74
	Шубранець – гирло	0,94	0,18	2,53	0,39
Літньо-осіння межень	Клокучка – гирло	5,56	0,38	1,64	0,37
	Мольниця – гирло	6,88	0,40	1,11	0,73
	Шубранець – гирло	0,28	0,13	2,28	0,36

Наслідком антропогенного впливу стали і зміни у співвідношенні вмісту мінеральних форм азоту у воді

техногенних ділянок досліджуваних річок, глибина яких диференціювалась рівнем його інтенсивності. Найменші зміни співвідношення форм азоту відбулись у воді гирлової ділянки р. Шубранець, основною з яких, при помітному збільшенні амонійної складової, залишилась нітратна (рис. 5.59).

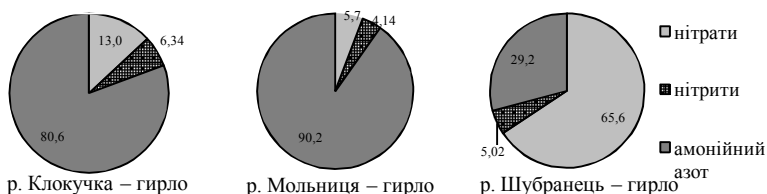


Рис. 5.59. Співвідношення мінеральних форм азоту у воді гирлових ділянок малих річок м. Чернівці, %

Докорінні зміни співвідношення форм азоту зафіксовані у воді гирлових ділянок річок Клокучка і Мольниця, в які мінеральний азот надходив, в основному, у складі стічних вод. Унаслідок антропогенного впливу переважаючою (81–92 %) стала амонійна, а не нітратна, як для природно-антропогенних ділянок річок, форма азоту [71; 136].

При додатковому надходженні загального заліза ($Fe^{2+} + Fe^{3+}$) техногенного походження у складі стічних вод і поверхневого стоку з урбанізованої території його вміст у воді гирлових ділянок річок дещо підвищився (табл. 5.56 і 5.72). Не змінився сезонний хід концентрацій заліза у воді гирлової ділянки р. Шубранець, їх підвищення спостерігалось під час весняного водопілля. Зворотний характер змін концентрацій сумарного заліза у воді техногенних ділянок річок Клокучка та Мольниця: найвищими вони були у меженні періоди року і знижувались, через розбавлення руслових вод поверхневим стоком, під час весняного водопілля і літньо-осінніх дощових паводків.

Режим органічної речовини гирлової ділянки р. Шубранець не зазнав помітних змін, середнє за період спостережень значення перманганатної окиснюваності підвищилось у 1,5 разу, річний хід її величин був таким самим, як і на природно-антропогенній ділянці (табл. 5.57). Основна частка органічної речовини надходила в малі річки урбанізованої території не в результаті її синтезу гідробіонтами, а з поверхневим стоком і у складі стічних вод каналізації, наслідком чого було значне підвищення її концентрацій та зміна характеру сезонного ходу. Середній за період спостережень вміст органічної речовини у воді техногенних ділянок річок Клокучка і, особливо, Мольниця, збільшився, відповідно, в 3,2 і 9,0 рази. Найвищі концентрації у маловодні меженні періоди, коли частка стічних вод в об'ємі стоку цих річок складала понад 70 %, під час весняного водопілля і дощових паводків вони знижувались при розбавленні руслових вод поверхневим стоком [64; 71].

Режим мікроелементів

З урбанізованих частин басейнів мікроелементи надходили в річки як з поверхневим стоком, так і у складі стічних вод. Результати визначення вмісту досліджуваних важких металів у воді техногенних ділянок малих річок м. Чернівці наведені в табл. 5.73.

Таблиця 5.73

Вміст мікроелементів у воді техногенних ділянок малих річок м. Чернівці в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Річка, створ спостережень	Концентрація, мкг/дм ³				
		Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
Зимова межень	Клокучка – гирло	$\frac{22-44^*}{32,8}$	$\frac{6-8}{7,12}$	$\frac{6-18}{14,0}$	$\frac{17-27}{20,3}$	$\frac{36-75}{60,7}$
	Мольниця – гирло	$\frac{17-32}{25,7}$	$\frac{12-35}{18,7}$	$\frac{19-53}{27,6}$	$\frac{103-195}{141}$	$\frac{81-123}{108}$
	Шубранець – гирло	$\frac{15-25}{20,0}$	$\frac{5-8}{6,0}$	$\frac{4-17}{9,80}$	$\frac{13-24}{19,0}$	$\frac{12-35}{23,4}$

Продовження таблиці 5.73

Весняне водопілля	Клокучка – гирло	$\frac{21-53}{46,4}$	$\frac{5-10}{8,15}$	$\frac{6-38}{27,2}$	$\frac{15-55}{21,8}$	$\frac{23-31}{28,4}$
	Мольниця – гирло	$\frac{21-45}{38,7}$	$\frac{6-34}{16,0}$	$\frac{17-73}{47,4}$	$\frac{99-460}{212}$	$\frac{74-444}{201}$
	Шубранець – гирло	$\frac{14-27}{19,0}$	$\frac{6-9}{6,41}$	$\frac{7-18}{17,3}$	$\frac{9-24}{18,4}$	$\frac{17-38}{28,1}$
Літньо- осіння межень	Клокучка – гирло	$\frac{14-45}{33,5}$	$\frac{4-20}{8,54}$	$\frac{4-39}{13,1}$	$\frac{8-28}{18,9}$	$\frac{22-118}{39,2}$
	Мольниця – гирло	$\frac{10-40}{27,5}$	$\frac{15-34}{16,4}$	$\frac{13-38}{17,5}$	$\frac{43-254}{123}$	$\frac{52-395}{159}$
	Шубранець – гирло	$\frac{16-36}{24,3}$	$\frac{4-11}{7,27}$	$\frac{4-18}{10,9}$	$\frac{12-30}{20,9}$	$\frac{14-34}{25,6}$

* у чисельнику вказаний діапазон концентрацій, у знаменнику – її середнє значення.

Таблиця 5.74

Підвищення вмісту мікроелементів, %
у воді техногенних ділянок басейнів малих річок м. Чернівці,
у порівнянні з природно-антропогенними,
в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Річка, створ спостережень	Підвищення вмісту мікроелементів, %				
		Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
Зимова межень	Клокучка – гирло	29,6	64,4	55,6	19,4	237
	Мольниця – гирло	11,2	130	207	442	414
	Шубранець – гирло	9,89	16,0	25,2	49,6	25,1
Весняне водопілля	Клокучка – гирло	40,6	35,8	172	52,4	29,1
	Мольниця – гирло	47,1	154	107	403	364
	Шубранець – гирло	11,8	27,4	43,0	31,4	13,2
Літньо- осіння межень	Клокучка – гирло	37,9	64,9	67,5	15,2	49,6
	Мольниця – гирло	17,0	126	53,5	373	531
	Шубранець – гирло	35,0	35,1	50,3	43,2	16,9
У середньому за період спостере- жень	Клокучка – гирло	40,3	46,5	87,6	37,9	94,0
	Мольниця – гирло	25,6	140	107	374	419
	Шубранець – гирло	18,0	26,6	41,6	39,8	24,1

Аналіз даних табл. 5.74 показує, що у воді техногенних ділянок всіх досліджуваних річок найвищі концентрації мікроелементів спостерігались під час весняного водопілля.

Ступінь підвищення концентрацій (табл. 5.74) визначався характером надходження мікроелементів, вищим він був для важких металів, основна частка яких надходила в річки у складі стічних вод, в умовах досліджень такими були мідь (Cu), хром (Cr), цинк (Zn) і нікель (Ni).

У воді техногенних ділянок річок Клокучка і Мольниця концентрації хрому, нікелю і цинку підвищувались, у порівнянні з вмістом на природно-антропогенних, на 107–419 %. У тому випадку, коли більша частка мікроелементів надходила в річки з поверхневим стоком, їх концентрації підвищувались помірно. Так, для р. Шубранець, у яку протягом періоду досліджень скидалися незначні об'єми стічних вод (в основному – комунально-побутових), концентрації досліджуваних мікроелементів підвищувались на 18–42 %. Під час весняного водопілля концентрації нікелю і цинку у воді гирлової ділянки р. Мольниця підвищувались, відповідно, до 212 і 201 мкг/дм³. У даному випадку мало місце сумування концентрацій, сформованих за рахунок надходження у складі стічних вод і поверхневого стоку, середній вміст мікроелементів перевищував концентрації на природно-антропогенних ділянках, відповідно, на 403 і 364 відсотки [73]. У воді річок Клокучка і Мольниця, в які протягом періоду досліджень скидалися неочищені стічні води міської каналізації, високі концентрації важких металів спостерігались і в меженні періоди. Причиною цього, за відсутності складової концентрації, сформованої за рахунок поверхневого стоку, було підвищення частки стічних вод в об'ємі стоку малих річок. Так, у маловодні меженні періоди частка стічних вод в об'ємі стоку річок Клокучка і Мольниця перевищувала 70 % [64], аналогічна ситуація описана й іншими дослідниками. За таких умов у воді

гірлових ділянок річок Клокучка і Мольниця спостерігались високі концентрації міді (Cu) і цинку (Zn) (табл. 5.73), ступінь збільшення яких був вищим, ніж у періоди весняного водопілля (табл. 5.74). У меженні періоди значним було і підвищення концентрації хрому (Cr), основне джерело надходження якого також стічні води каналізації. Досить своєрідні сезонні варіації концентрацій свинцю (Pb). Свинець не використовувався в технологічних процесах на промислових підприємствах м.Чернівці, основним джерелом його надходження був поверхневий стік, що змивав з урбанізованої території сполуки металу, викинуті, в основному, з відпрацьованими газами автомобільного транспорту [148]. Найбільш високі концентрації свинцю (Pb) формувались під час весняного водопілля, підвищення його вмісту було помірним, у межах 18–40 % (табл. 5.74).

Унаслідок нерівномірності надходження мікроелементів у складі стічних вод помітно підвищувалась і варіабельність їх концентрацій. Найбільше підвищення значень коефіцієнтів варіації характерне для гірлової ділянки р. Клокучка (табл. 5.75).

Таблиця 5.75

Середні за період спостережень концентрації мікроелементів \bar{C} , мкг/дм^3 у воді техногенних ділянок малих річок м. Чернівці

р. Клокучка – гирло					
	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
C	38,3	8,33	18,5	22,9	43,8
C _v	0,57	0,47	0,71	0,68	0,78
р. Мольниця – гирло					
	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
C	30,9	17,3	31,2	152	158
C _v	0,44	0,55	0,68	0,78	0,72
р. Шубранець – гирло					
	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
C	21,8	6,60	12,9	19,3	26,2
C _v	0,32	0,26	0,52	0,33	0,67

Залежність концентрацій мікроелементів від водності більш чітка для річок, в які досліджувалися мікроелементи надходили у складі поверхневого стоку з урбанізованої території. В табл. 5.76 наведені значення коефіцієнтів кореляції концентрацій мікроелементів з витратами води гирлових ділянок малих річок.

Таблиця 5.76

Коефіцієнти кореляції зв'язків концентрацій мікроелементів з витратами води техногенних ділянок малих річок м. Чернівці

Річка, створ спостережень	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
Клокучка – гирло	0,52	0,10	0,09	0,51	0,24
Мольниця – гирло	0,14	0,17	0,09	0,15	0,21
Шубранець – гирло	0,42	0,31	0,61	0,61	0,65

Аналіз даних табл. 5.76 показав, що більш тісні зв'язки концентрацій досліджуваних мікроелементів з водністю були характерними для р. Шубранець. Коефіцієнти кореляції зв'язків концентрацій Cu, Ni, Zn з витратами склали 0,42–0,65 і були дещо нижчими для концентрацій свинцю. Вміст мікроелементів у воді гирлової ділянки цієї річки лінійно зростав з підвищенням водності, зв'язок між ними апроксимувався рівнянням прямої.

Менш тісними були залежності вмісту від водності, при збереженні їх лінійного характеру, для мікроелементів, які надходили в річку як з поверхневим стоком, так і в невисоких концентраціях у складі стічних вод. Так, залежності концентрацій свинцю (Pb) і нікелю (Ni) від витрат води гирлової ділянки р. Клокучка характеризувалися величинами коефіцієнтів кореляції 0,51–0,52.

Практично не зафіксовані кореляційні залежності концентрацій мікроелементів від витрат води річки, в яку вони надходили, в основному, у складі стічних вод. Так, коефіцієнти кореляції зв'язків концентрацій усіх досліджуваних

мікроелементів з витратами води гирлової ділянки р. Мольниця складала 0,09–0,21 (табл. 5.76).

У воді техногенних ділянок малих річок, у порівнянні з природно-антропогенними, дещо змінилась тіснота зв'язків концентрацій мікроелементів (табл. 5.61–5.63, 5.77–5.79), односпрямованої тенденції яких не виявлено.

Таблиця 5.77

Коефіцієнти парної кореляції концентрацій мікроелементів у воді р. Клокучка – гирло

	Cr	Cu	Ni	Zn
Pb	0,37	0,22	0,36	0,20
	Cr	0,21	0,18	0,10
		Cu	0,26	0,46
			Ni	0,11

Таблиця 5.78

Коефіцієнти парної кореляції концентрацій мікроелементів у воді р. Мольниця – гирло

	Cr	Cu	Ni	Zn
Pb	0,50	0,14	0,10	0,26
	Cr	0,36	0,28	0,38
		Cu	0,26	0,41
			Ni	0,24

Таблиця 5.79

Коефіцієнти парної кореляції концентрацій мікроелементів у воді р. Шубранець – гирло

	Cr	Cu	Ni	Zn
Pb	0,28	0,25	0,43	0,37
	Cr	0,31	0,31	0,18
		Cu	0,37	0,33
			Ni	0,25

Порівняльний аналіз величин коефіцієнтів парної кореляції концентрацій для природно-антропогенних і техногенних частин басейнів показав, у деяких випадках, зменшення тісноти зв'язків, що можна пояснити порушенням природного

характеру надходженням мікроелементів. Натомість підвищення тісноти зв'язків може свідчити про надходження в річки у складі стічних вод важких металів, які спільно використовувалися в технологічних процесах.

*Стійкість вод малих річок
до закислення атмосферними опадами*

Кислотні опади можуть суттєво впливати на гідроекосистеми. При початкових рівнях закислення зменшується видова різноманітність організмів, при високих – спостерігається екологічний регрес гідробіоценозів, загибель їхтїофауни. Процес закислення, при усіх регіональних особливостях прояву, має глобальний характер. Для малих річок урбанізованої території особливості впливу кислотних опадів визначаються антропогенними змінами гідрохімічного режиму.

Стійкість водних об'єктів до закислення може оцінюватись за рядом показників: жорсткістю, лужністю, буферною ємністю води, співвідношенням молярних концентрацій гідрокарбонатів і сульфатів, кислотонейтралізуючою здатністю. Найпоширенішим показником при оцінці закислення вод є показник кислотонейтралізуючої здатності (ANC), запропонований А. Хенріксеном (Henriksen A.) [156]. Він визначається як різниця між основними катіонами та аніонами сильних кислот. Фактично, ANC відображає запас або дефіцит гідрокарбонатів і може бути визначеним за іонним балансом води:

$$ANC = \sum[\text{Кат.}] - \sum[\text{Ан. сил. кисл.}], \quad (5.8)$$

де ANC – показник кислотонейтралізуючої здатності, мкмоль-екв/дм³; $\sum [\text{Кат.}]$ – сума катіонів $[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^{+} + \text{K}^{+}]$; $\sum [\text{Ан. сил. кисл.}]$ – сума аніонів $[\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^{-} + \text{Cl}^{-}]$.

Погляди на критичний рівень ANC у світовій практиці різні. Так, як лімітуюче норвезькими фахівцями пропонується значення 20 мкмоль-екв/дм³, при якому зникають популяції риб. Натомість дослідженнями на Кольському півострові

встановлено, що при значеннях ANC до 50 мкмоль-екв/дм³ загибелі риб передують кардинальні зміни структурно-функціональної організації гідро біоценозів. Аналогічні результати одержані науковцями Фінляндії та США [53; 93].

Систематичні спостереження за хімічним складом атмосферних опадів у Чернівцях розпочаті у 1989 році на метеостанції Чернівці – Аеропорт, де тривають і дотепер. У 2004–2012 роках кислотність опадів контролювалась і на метеостанції Чернівці – Університет. Протягом періоду вивчення гідрохімічного режиму малих річок міста кислотність атмосферних опадів дещо змінювалась, але, у цілому, вони можуть бути охарактеризовані як слаболужні. Середнє за період досліджень рН опадів становило 6,00, середньозважене по їх сумах – 5,86. Для найбільш лужних опадів значення рН становило 7,00–7,30, найбільш кислих – 4,0–4,2 [2; 39]. У річному ході кислотності спостерігалась певна сезонність (більш чітко виражена за даними метеостанції Чернівці – Університет), пов’язана з функціонуванням систем опалення. Так, в осінньо-зимові періоди значення рН опадів становило, у середньому, 5,70, у весняно-літні – 6,10. Більш кислі опади при вітрах південно-східного і, частково, північно-західного напрямків, що свідчить про надходження кислотоутворюючих речовин з промислових південно-східних регіонів України та північно-східної Європи.

Хімічний склад і властивості вод атмосферних опадів трансформуються при контакті з поверхнею водозбору і наступних перетвореннях на шляху до водотоків і водойм. Цей процес починається у приземному шарі атмосфери, де частинки опадів захоплюють розчинні речовини рослин, що вже на цій стадії сприяє нейтралізації кислотних компонентів. Подальші зміни хімічного складу відбуваються при їх контакті з поверхнею та інфільтрації через товщу ґрунтів і гірських порід, на що, детально досліджуючи хімічний склад вод малих водотоків, указував П.П. Воронков [8].

Однією з особливостей антропогенних змін ґрунтового покриву міста Чернівці є накопичення у верхньому горизонті карбонатів техногенного походження, контакт з якими вод атмосферних опадів суттєво знижує їх кислотність. При польових обстеженнях ґрунтів водозбірних басейнів міста (88 точок опробування) підтверджено їх наявність [75]. Підвищення вмісту карбонатів пояснюється особливостями технологій будівельних робіт, в яких використовувались розчини з високим вмістом карбонату кальцію для скріплення стінових матеріалів і покриття стін. На ділянках природної рослинності, за винятком районів розповсюдження дерново-карбонатних ґрунтів (Кемпінг, вул. Сторожинецька), поверхневі шари не містили карбонатів. При подальшій трансформації хімічного складу опадів формувались характерні для регіону досліджень гідрокарбонатно-кальцієві води (C_{II}^{Ca}).

Величини показника кислотонейтралізуючої здатності вод малих річок Чернівців наведені в табл. 5.80.

Таблиця 5.80

Кислотонейтралізуюча здатність вод малих річок м. Чернівці
в різні гідрологічні сезони

Річка	Гідрологічний сезон	ANC	
		Верхні (природно- антропогенні) частини басейнів	Середні і нижні (техногенні) частини басейнів
Клокучка	Зимова межень	8439	4634
	Весняне водопілля	5442	2425
	Літньо-осіння межень	7746	4267
Мольниця	Зимова межень	8864	5220
	Весняне водопілля	6031	2335
	Літньо-осіння межень	7911	4652
Шубранець	Зимова межень	8265	7878
	Весняне водопілля	5250	4458
	Літньо-осіння межень	7909	6736

Разом з тим, спостерігалась помітна часова і просторова диференціація показників ANC, особливості якої визначались рівнем антропогенного навантаження на басейни досліджуваних річок. Більш високі значення ANC були характерними для природно-антропогенних частин басейнів з меншими рівнями антропогенного навантаження. Найбільші значення ANC спостерігалися в меженні періоди року, протягом яких значно підвищувалась мінералізація води. Помітно нижчі значення ANC характерні для періодів весняного водопілля і дощових паводків, коли у русла річок надходив слабомінералізований поверхневий стік. Нижчою була кислотонейтралізуюча здатність вод техногенних частин басейнів малих річок, в які з поверхневим стоком і у складі стічних вод надходили значні кількості аніонів сильних кислот антропогенного походження, особливо – хлоридів. Вищі, але значно менші, ніж на верхніх ділянках річок, значення ANC також спостерігались у меженні періоди, коли зі зниженням водності зростали концентрації гідрокарбонатів. Однак при зниженні водності значно підвищувались концентрації сульфатів, зокрема хлоридів, які надходили у складі стічних вод. Це призводило до того, що у періоди літньо-осінньої і зимової межени формувались хлоридно-натрієві води другого-третього типів (Cl_{II-III}^{Na}) зі значно нижчою кислотонейтралізуючою здатністю [64; 75; 77]. У періоди весняного водопілля значення ANC вод гирлових ділянок річок помітно зменшувалось, основну роль у цьому процесі також відігравало зниження вмісту гідрокарбонатів. Окрім того, у води річок на початку весняного сніготанення надходили компоненти протиожеледних засобів із вмістом хлориду натрію.

За таких умов на техногенних ділянках річок Клокучка і Мольниця формувались значно менш стійкі до закислення хлоридно-натрієві води. Найбільш стійкими до закислення були води р. Шубранець з низьким рівнем антропогенного впливу на басейн.

Мікроелементи в донних відкладах малих річок

Донні відклади, як своєрідні «підводні ґрунти», відображають особливості екологічного стану водних об'єктів. Як відносно стабільний компонент водної екосистеми, вони чутливо реагують на антропогенний вплив, унаслідок якого змінюється природний розподіл хімічних елементів у межах водозбірного басейну. Поверхневий і підземний стік з антропогенно перетвореної території та скиди стічних вод населених пунктів є потужними джерелами надходження мікроелементів у водні об'єкти, де значна їх частина акумулюється в донних відкладах. Склад і просторова диференціація техногенних геохімічних аномалій у донних відкладах відображають напрямки й інтенсивність техногенного впливу на водні об'єкти.

Процеси міграції хімічних елементів, їх акумуляції в депонуючих компонентах природного середовища широко висвітлені в літературі з геохімії.

Вміст мікроелементів у донних відкладах малих річок м. Чернівці практично не досліджувався. З публікацій по цій темі можуть бути названі праці В.М. Гуцуляка, який вказує, зокрема, що в донних відкладах водотоків формуються поліелементні геохімічні аномалії, неоднорідність яких пов'язана з русловою диференціацією алювію [20; 21].

Нами досліджувалися закономірності розподілу концентрацій деяких мікроелементів (в основному важких металів) у донних відкладах малих річок м. Чернівці [64; 68; 79]. У межах басейнів водотоків, як частин території міста, що зазнають інтенсивного антропогенного впливу, можуть бути виділені функціональні підзони з різним типом господарського освоєння. Вони є модифікаціями основних функціональних зон міста і відображають їх місцеві сполучення й особливості. Річки, що вивчалися, дрениують однотипові функціональні зони (сільськогосподарську, поселенську й промислову), проте

особливості підзон (тип забудови, спеціалізація виробництва) визначали специфіку надходження й розподілу хімічних елементів.

Загальний рівень забрудненості донних відкладів досліджуваних водотоків (Z_C) змінювався від 8–10 до 100–110 одиниць. Підвищені значення показника забрудненості ($Z_C = 20–60$) були характерними для поселенсько-промислових і промислових підзон, а максимальні – приуроченими до ділянок водотоків у місцях скидання неочищених каналізаційних стоків. На поселенських і сільськогосподарських місцевостях забрудненість донних відкладів річок була набагато нижчою (10–20 одиниць).

Встановлено, що рівень забрудненості донних відкладів у межах промислових і промислово-поселенських зон залежить не стільки від їх розмірів, скільки від спеціалізації виробництва.

Досліджувані водотоки дренують дві промислово-поселенські і дві промислові підзони (рис. 5.60–5.62). Промислово-поселенські підзони, порівняно з промисловими зонами, характеризувались дещо нижчим фоновим рівнем забрудненості, проте на ділянках з неорганізованими скидами стічних вод відносний сумарний вміст хімічних елементів у донних відкладах у 2,5–3 рази перевищував фонові значення. Так, у межах поселенсько-промислових підзон басейнів рік Мольниця і Шубранець максимальний рівень забрудненості донних відкладів становив, відповідно, 53 і 68 одиниць. Аномалії мікроелементів у донних відкладах цих ділянок малоконтрастні, основними для них були свинець (Pb) і цинк (Zn), вміст яких перевищував фонові значення в 2–3 рази. Решта елементів, що входили до складу асоціацій, характеризувались коефіцієнтами концентрації, що дорівнювали двом одиницям. Перелік їх практично однаковий, це хром (Cr), кобальт (Co), мідь (Cu), ванадій (V), олово (Sn), стронцій (Sr) і вісмут (Bi). Різко збільшувалась контрастність аномалій і, відповідно,

загальний рівень забрудненості донних відкладів у місцях скидання стічних вод. Основними для них були цинк (Zn), нікель (Ni), молібден (Mo) і ванадій (V) ($K_C = 8-25$), меншою мірою – мідь (Cu) і свинець (Pb) ($K_C = 4-6$). Перелік елементів, вміст яких перевищував місцевий фон у два рази ($K_C = 2$), для обох аномалій був однаковим: олово (Sn), вісмут (Bi), барій (Ba). Для території з переважанням металообробної й легкої промисловості основними елементами геохімічних аномалій були цинк (Zn), молібден (Mo), нікель (Ni) і ванадій (V), із домінуванням харчової й хімічної промисловості (побутова хімія) – цинк (Zn), нікель (Ni) і мідь (Cu).

Промислова зона дренується нижніми, техногенними частинами течії досліджуваних водотоків, у межах цієї ж зони вони впадають у головну ріку. Загальний рівень забрудненості донних відкладів у цій зоні був більшим, складаючи 37–60 одиниць. Техногенні геохімічні аномалії тут були контрастними, проте з різним складом. Для району промислової зони, що дренується нижньою частиною течії р. Клокучка з переважанням деревообробної й легкої промисловості, основними були цинк (Zn), хром (Cr) і вісмут (Bi), коефіцієнти концентрації яких становили, відповідно, 8, 7 і 6 одиниць (рис. 5.60).

Частина тієї ж промислової зони, що дренується нижньою частиною течії р. Мольниця (з переважанням промисловості з виробництва будівельних матеріалів і транспортних підприємств), характеризувалась наявністю в асоціаціях міді (Cu), цинку (Zn) і вісмуту (Bi), коефіцієнти концентрації яких становили, відповідно, 17, 8 і 6. Різним був і набір мікроелементів, які накопичувались у донних осадах цих ділянок із меншою інтенсивністю (рис. 5.61).

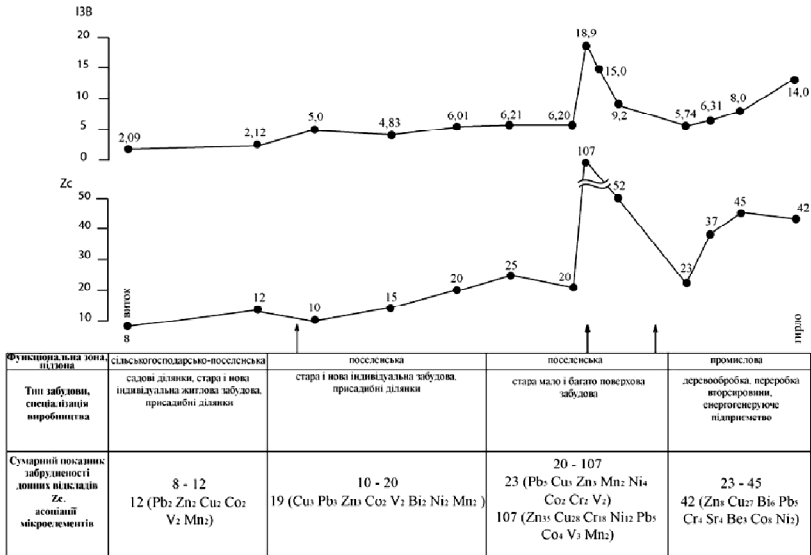


Рис. 5.60. Розподіл мікроелементів у донних відкладах і загальна забрудненість води р. Клокучка

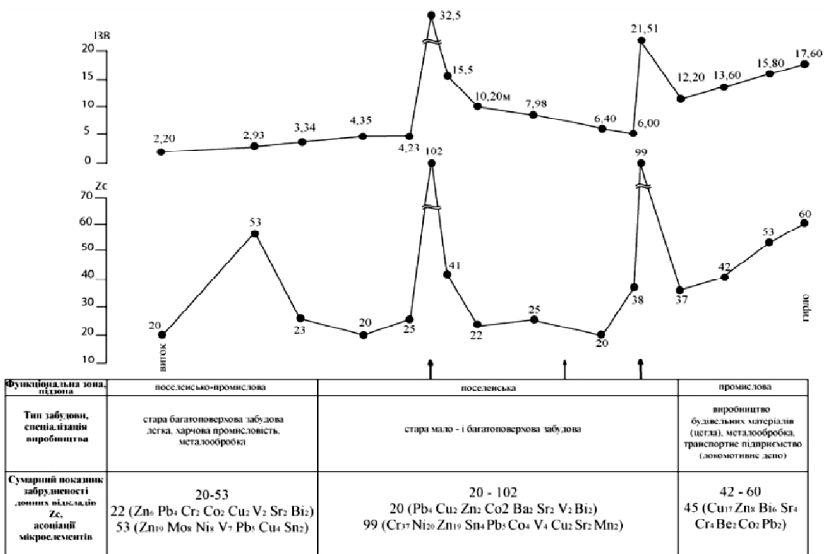


Рис. 5.61 Розподіл мікроелементів у донних відкладах і загальна забрудненість води р. Мольниця

Дуже неоднорідна забрудненість донних відкладів у межах поселенської зони, де на фоні малокоонтрастних асоціацій спостерігались потужні аномалії. Загальний фоновий рівень забрудненості донних відкладів у межах поселенської зони становив 11–25 одиниць. Тут формувались малокоонтрастні аномалії, основними елементами у них були мідь (Cu), свинець (Pb) і цинк (Zn) із коефіцієнтами концентрації в межах 3–4 одиниць.

Як загальний рівень забрудненості, так і склад геохімічних аномалій для різних ділянок річок поселенської зони приблизно однаковими. Хоча існували й деякі відмінності, які визначалися місцевими особливостями. Так, для районів старої забудови міського типу (одно- і багатоповерхової) були характерними вищі рівні забрудненості донних відкладів (у межах 20–25 одиниць Z_c), у районах індивідуальної забудови, старої і нової з присадибними ділянками, забрудненість донних відкладів була майже вдвічі меншою (11–15 одиниць). Встановлено, що свинець (Pb) виступає як основний елемент аномалії в донних відкладах лише в районах старої забудови міського типу з розвиненою дорожньою мережею, де коефіцієнти його концентрації складають 4–5 одиниць. Перелік мікроелементів, що утворювали аномалії в донних відкладах різних ділянок річок поселенської зони, практично однаковий: свинець (Pb), мідь (Cu), молібден (Mo), цинк (Zn), хром (Cr), барій (Ba), марганець (Mn), ванадій (V), олово (Sn) і вісмут (Bi). У малокоонтрастних аномаліях цієї зони мікроелементи накопичувались малоінтенсивно, коефіцієнти їх концентрації змінювались від 2–3 на територіях індивідуальної до 2–5 одиниць – старої міської забудови. В аномаліях донних відкладів поселенської зони основними можуть бути названі свинець (Pb), цинк (Zn) і, в окремих випадках, кобальт (Co). Зауважимо, що в деяких випадках контрастність аномалії дорівнювала нулю, тобто всі елементи, вміст яких перевищував

поріг аномальності, накопичувались з однаковою інтенсивністю. Як приклад можна навести техногенну аномалію мікроелементів у донних відкладах ділянки річки Шубранець, де вона перегинає район старої й нової індивідуальної забудови з присадибними ділянками (рис. 5.62).

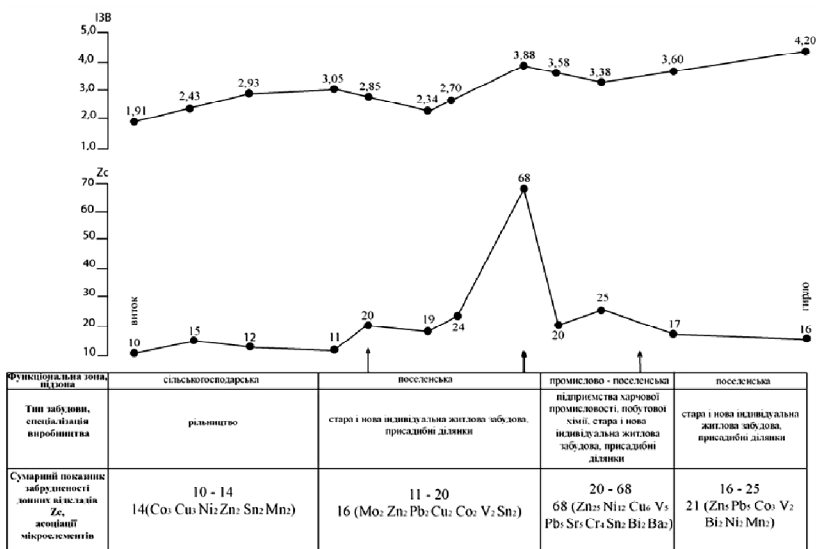


Рис. 5.62. Розподіл мікроелементів у донних відкладах і загальна забрудненість води р. Шубранець

Загальний рівень забрудненості донних відкладів у різних частинах району складав 12–20 одиниць, причому всі мікроелементи, що входять до складу аномалії, накопичувались однаково малоінтенсивно, коефіцієнти концентрації більшості з них дорівнювали 2 одиницям.

Важливою особливістю забрудненості донних відкладів поселенської зони була наявність у них контрастних аномалій із рівнем забрудненості, що перевищував фоновий у 4–5 разів. Такі аномалії не характерні для території поселенської функціональної зони, їх формування пояснюється наявністю

постійно діючих скидів неочищених стічних вод міської каналізаційної мережі. У період проведення досліджень у річки Клокучка і Мольниця щодоби відводилося близько 30 тис. м³ суміші неочищених промислових і комунально-побутових стічних вод. У донних відкладах досліджуваних водотоків у місцях впливу стічних вод формувались техногенні аномалії із загальним рівнем забрудненості 99–107 одиниць Z_c – найвищим для території досліджень. Основними для них були хром (Cr), нікель (Ni), цинк (Zn) і мідь (Cu) в різних сполученнях з коефіцієнтами концентрації у 22–37 одиниць. Менш інтенсивно накопичувались свинець (Pb), кобальт (Co), ванадій (V), коефіцієнти концентрації яких знаходилися в межах 2–5 одиниць. Елементний склад таких аномалій визначався присутністю у складі стічних вод гальваностоків ряду металообробних підприємств міста.

Для донних відкладів водотоків, що перетинають сільськогосподарську зону, були характерними малоконтрастні аномалії мікроелементів із загальним рівнем забрудненості у 8–14 одиниць. Аномалії різних ділянок зони дещо відрізнялись як за рівнем забрудненості, так і за складом. Так, для території рільництва (верхня частина течії р. Шубранець) відмічені аномалії з дещо вищим загальним рівнем забрудненості, який становив 14 одиниць (рис. 5.62). Основними з коефіцієнтами накопичення в три одиниці для них можуть бути названі мідь (Cu) і кобальт (Co). Для сільськогосподарсько-поселенської підзони цієї зони (колективні сади, індивідуальна забудова) характерні малоконтрастні аномалії, набір мікроелементів яких аналогічний такому в районі рільництва: свинець (Pb), цинк (Zn), мідь (Cu), кобальт (Co), ванадій (V) і марганець (Mn).

За результатами проведених досліджень виявлено кілька особливостей просторового розподілу вмісту мікроелементів у донних відкладах малих річок м. Чернівці.

По-перше, варіація рівнів забрудненості донних відкладів у напрямку течії річок, у цілому, визначається ландшафтно-функціональною організацією території. Загальний рівень забрудненості визначається ступенем техногенного навантаження. У порядку спадання загального рівня забрудненості ділянки функціональних зон і підзон можуть бути ранжовані так: промислові – промислово-поселенські – поселенські – сільськогосподарські.

По-друге, в місцях зосереджених скидів каналізаційних стоків спостерігались високі рівні забрудненості донних відкладів. За особливостями просторового розподілу концентрацій мікроелементів на таких ділянках можуть бути виділені ближня і дальня зони потоку розсіювання [108]. У ближній зоні (150–350 м від джерела емісії) високий вміст основних елементів при відносно низькій аномальності інших, що входили до складу асоціації. У дальній зоні потоку розсіювання (600–1000 м від джерела емісії) загальний рівень забрудненості донних відкладів знижувався й, за відсутності інших джерел забруднення, досягав фоновому рівня.

У цілому, не помічено тенденції до стійкого збільшення забрудненості донних відкладів вниз за течією малих річок. Цим характер просторових закономірностей змін їх забрудненості відрізнявся від таких для забрудненості вод. Для всіх трьох досліджуваних водотоків спостерігалось збільшення забрудненості вод вниз за течією. Така закономірність відзначається в ряді досліджень і може бути пояснена тим, що в донні відклади мікроелементи надходять, в основному, з твердим матеріалом і завислими частинками, які осідають у ближній зоні впливу джерела забруднення.

Третя з виявлених закономірностей – високий рівень вмісту мікроелементів на ділянках акумуляції осадового матеріалу. Місцезнаходження таких ділянок визначається геоморфологічними особливостями долин водотоків. В умовах

досліджень вони були характерними для пригирлових частин течії річок, де сформувались акумулятивні дельти.

У потоках розсіювання сільськогосподарської зони закономірностей просторового розподілу концентрацій мікроелементів у донних відкладах не виявлено, що може бути пояснено площинним характером джерел забруднення.

Важливим чинником ускладнення просторової диференціації концентрацій мікроелементів у донних відкладах водотоків досліджуваної території була їх акумуляція на геохімічних бар'єрах.

Під час проведення досліджень розподілу вмісту мікроелементів у донних відкладах малих річок території м. Чернівці виконане ландшафтно-геохімічне профілювання схилів верхніх ділянок річок Шубранець і Дерелуй. Його метою було вивчення особливостей процесів міграції мікроелементів з вододілів і схилів долин у русла малих річок. Всього закладено 10 профілів, з яких 8 – на р. Шубранець і 2 – на р. Дерелуй [64]. Результати досліджень узагальнені у вигляді ландшафтно-геохімічних профілів, один з яких наводиться на рис. 5.63.

Однорідним для верхніх ділянок схилу (рис. 5.63) був характер використання – рілля, на якій під час проведення профілювання були посіви злакових культур. Сумарний показник вмісту мікроелементів у гумусовому горизонті ґрунтів цих частин схилу становив 6,4–6,5, у складі геохімічної асоціації переважали цинк (Zn) і хром (Cr). Природно-територіальний комплекс (ПТК) № 3 суттєво відрізнявся від тих, що знаходились вище по схилу (1–2), насамперед характером рослинного покриву, представленого буково-грабовим лісом із розвиненою підстилкою. На межі ПТК 2 і 3 відбувалися зміни умов водної міграції мікроелементів, які були причиною їх акумуляції, що дало підставу стверджувати про наявність тут геохімічного бар'єра (ГБ) (рис. 5.63). Сумарний вміст мікроелементів на ньому збільшувався, практично, в два

рази ($Z_c = 12,3$), при цьому відбувались і зміни у складі геохімічної асоціації. Основними в ній стали олово (Sn), цинк (Zn), нікель (Ni) і молібден (Mo), вміст яких збільшився в 2–2,2 рази. За своїми властивостями цей геохімічний бар'єр міг бути визначений як фітомеханічний. Нижче геохімічного бар'єра по схилу сумарний показник вмісту мікроелементів знижувався до 4,2–4,8, поступово підвищуючись до 5,6 одиниць у ґрунтах заплави. Склад геохімічної асоціації наближувався до такого в ґрунтах верхньої частини схилу.

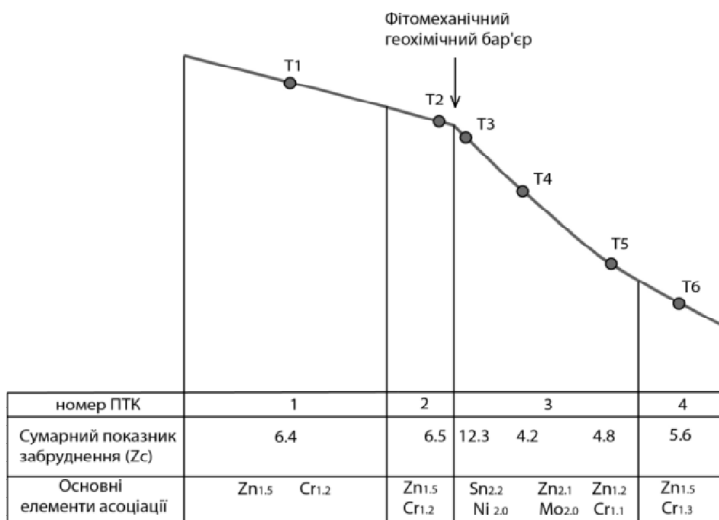


Рис. 5.63. Ландшафтно-геохімічний профіль схилу долини р. Шубранець:

T_1 – пункти апробовування ґрунтового покриву.
 Природно-територіальні комплекси: 1 – пологий ($4-6^\circ$) схил, складений суглинками з темно-сірими й сірими лісовими середньозмитими ґрунтами під ріллею; 2 – покатий (7°) схил, складений суглинками з темно-сірими й сірими лісовими середньозмитими ґрунтами під ріллею; 3 – похиллий та сильно похиллий ($13-20^\circ$) схил, складений глинами з сірими й ясно-сірими лісовими змитими ґрунтами під дубово-грабовим лісом; 4 – заплава, складена алювіально-делювіальними суглинками з лучними оглеєними, місцями заболоченими ґрунтами під м'ято-хвоцево-осоковим різнотрав'ям

Ландшафтно-геохімічна ситуація на ділянках інших досліджуваних схилів відрізнялась від описаної вище за кількісними й якісними показниками, проте для всіх них простежувались спільні риси. Так, практично в усіх випадках спостерігалась досить чітка тенденція до накопичення мікроелементів у місцях зміни фізико-хімічних умов водної міграції. Для досліджених випадків – це границі ПТК із контрастним ґрунтово-рослинним покривом, лінії різкого виположення схилів, місця розміщення на них мікротерас. Геохімічні бар'єри на схилах малих річок акумулювали мікроелементи, помітно зменшуючи їх надходження у русла з поверхневим стоком.

5.3.3. Екологічний стан річки Прут у районі міста Чернівці

Одним із напрямів проведених досліджень було вивчення джерел забруднення р. Прут у межах м. Чернівці та загальних рис просторової диференціації зони забруднення води.

За особливостями умов формування забрудненості води р. Прут на досліджуваній ділянці можуть бути виділені два основні періоди: від створення першої черги каналізаційної мережі міста до введення в експлуатацію очисних споруд (1970) і наступний, що триває до теперішнього часу.

Каналізаційна мережа загальносплавного типу створювалась у правобережній частині міста впродовж 1896–1936 рр., стічні води з неї без очистки скидались у р. Прут. Загальне уявлення про забрудненість води наприкінці першого з виділених періодів (1962–1969 рр.) могло бути отримано за аналізом інформації з водогосподарського навантаження і хімізму води. У цей час річний об'єм скидів стічних вод міста (за даними ДКП «Чернівціводоканал») становив 19,1 млн м³, з них 11 млн м³ відводилось системою загальносплавної каналізації правобережної частини міста, 8,1 млн м³ – промисловими

підприємствами. У структурі об'єму водовідведення 42 % склали господарсько-побутові стоки, 58 % – виробничі. Джерелами скидів виробничих стічних вод були 38 промислових підприємств (17 – у правобережній, 21 – у лівобережній частинах міста). Локальні очисні споруди були тільки на чотирьох із них (спиртзаводі, цукровому заводі, дріжджзаводі, шкірзаводі). Більшість підприємств відводили стічні води в малі річки міста (рр. Клокучку, Мольницю, Шубранець (Потік)) і тільки деякі з них мали власні скиди у р. Прут (табл. 5.81).

Оцінка забрудненості води р. Прут протягом першого періоду за результатами гідрохімічних спостережень Гідрометслужби (у районі м. Чернівці розпочаті в 1946 р.) не могла бути виконана, оскільки проби води для хімічного аналізу відбирались тільки на фоновій ділянці річки (у 1965–1969 рр. – у створі водомірного поста на 0,9 ширини річки від лівого берега).

Таблиця 5.81

Джерела забруднення води р. Прут
в районі м. Чернівці до 1970 р.

№ скиду	Відстань від гідрологічного поста, км, берег	Підприємство, що скидало стічні води
1	0,2, правий	пивзавод, деревообробний комбінат
2	0,3, лівий	дріжджзавод
3	1,4, правий	
4	1,6, правий	каналізація правобережної частини міста
5	1,7, лівий	цукровий завод, спиртзавод
6	2,7, правий	
7	4,5, лівий	

Місцезнаходження джерел забруднення зображено на рис. 5.64.

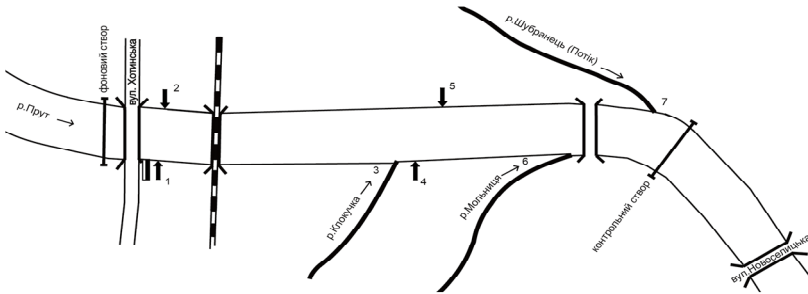


Рис. 5.64. Джерела забруднення р. Прут до 1970 р.

▬ – гідрологічний пост

Одна з перших спроб оцінки забрудненості води р. Прут у районі Чернівців зроблена в 1962 році під час вивчення впливу стічних вод міста на зміну гідробіологічного режиму середньої течії річки. Результати цих досліджень показали, що в зоні впливу стічних вод температура води р. Прут підвищувалась на 0,5–3,5 °С, в 1,5–2,0 рази знижувався вміст розчиненого кисню, значно підвищувались вміст органічної речовини й мінералізація. Довжину зони впливу стічних вод міста дослідники оцінили в 30–45 км. У її межах були виділені дві підзони: сильного, довжиною 7 км (від гирла р. Клокучка до автодорожнього мосту по вул. Новоселицькій), і помірного забруднення та відновлення якості води довжиною 30–40 км, що простягалась до м. Новоселиця. Протяжність виділених зон не була постійною і змінювалась у залежності від водності річки та об'ємів скидання стічних вод. В окремі періоди маловодних років (вересень 1960 р.) при інтенсивному скиданні неочищених стічних вод міста зона сильного забруднення води простягалась на 45 км нижче нього до с. Тарасівці.

Певну цінність мають дані спостережень міської санепідемстанції (результати хімічного аналізу річкових і стічних вод, візуальна оцінка забрудненості річки), які проводились у 1968 р. Створи спостережень розміщувалися так: фоновий – в 0,3 км вище водомірного поста, контрольний – в

5,0 км нижче нього, проби стічних вод відбирались зі скидів і в гирлах малих річок.

Найбільш забруднені стічні води відводились зі скидів 2–5 (рис. 5.64), для яких був характерним високий вміст органічних речовин (ХСК складало до 150 мгО/дм^3), хлоридів і особливо сульфатів (до 320 мг/дм^3 у стічних водах цукрового заводу). Найбільший об'єм стічних вод (при середньорічній розрахунковій витраті $0,35 \text{ м}^3/\text{с}$) скидався мережею каналізації правобережної частини міста (скид 4), для яких був характерний високий вміст органічних речовин, сульфатів, хлоридів (до 100 мг/дм^3), загального заліза. Малі річки, принаймні на ділянках нижче скидів стічних вод, слугували відкритими колекторами міської каналізації, води їх стоку сильно забруднювались органічними речовинами, внаслідок чого вміст розчиненого кисню знижувався до $2,7\text{--}2,5 \text{ мг/дм}^3$, а в гирловій ділянці р. Потік складав у середньому $4,0 \text{ мг/дм}^3$.

Відносно компактне розміщення джерел забруднення й скидання всього об'єму неочищених стічних вод на ділянці довжиною 4,5 км викликало інтенсивне забруднення р. Прут. Мінералізація води в контрольному створі перевищувала її значення для фонового, у залежності від витрати води, в 1,2–1,6 рази, що призводило в окремі періоди до змін її хімічного складу. Так, гідрокарбонатно-кальцієві води другого типу з мінералізацією $0,2\text{--}0,4 \text{ г/дм}^3$ внаслідок надходження додаткової кількості розчинених речовин, особливо сульфатів, трансформувались на сульфатно-кальцієві другого типу з мінералізацією $0,4\text{--}0,5 \text{ г/дм}^3$ ($\text{C}_{\text{II } 0,3}^{\text{Ca}} \rightarrow \text{S}_{\text{II } 0,5}^{\text{Ca}}$). Майже втричі зростала концентрація хлоридів. Зміни в хімічному складі води були істотними, але не катастрофічними, чого не можна сказати про забрудненість води органічними речовинами. Під впливом скидів ХСК у воді контрольного створу зростало в окремі періоди до $25\text{--}36 \text{ мгО/дм}^3$, при цьому вміст розчиненого кисню знижувався до $2,5\text{--}3,0 \text{ мг/дм}^3$. Температура стічних вод,

особливо виробничих, зазвичай була вищою, ніж річкових. Так, температура стічних вод цукрового заводу в окремі періоди перевищувала 40 °С. Унаслідок надходження більш теплих стічних вод температура води р. Прут на досліджуваній ділянці підвищувалась у середньому на 2,0 °С, що було ще однією з причин зменшення концентрації розчиненого кисню. На досліджуваній ділянці р. Прут спостерігалось інтенсивне забруднення води нафтопродуктами, які у значних об'ємах скидалися джерелами 1 (у плівковому вигляді) і 5 (у вигляді плям і суцільного шару). Рухаючись вниз за течією і осідаючи на дно, нафтопродукти забруднювали ділянку річки довжиною 25–30 км (сильне забруднення ними русла і заплави р. Прут відмічалось навіть у м. Новоселиця).

Візуально простежена картина забруднення води р. Прут у межах міста Чернівці була така: відносно чистою вода була тільки на ділянці вище автодорожнього мосту, де в ті часи знаходився основний русловий забір водопроводу міста (водозабір Центральний). Від автодорожнього мосту до гирла р. Клокучки вода забруднювалась помірно, в основному – вздовж берегів, оскільки стічні води не перемішувались з основним об'ємом стоку ріки. Під впливом стічних вод знаходився міський пляж. Нижче гирла р. Клокучки і скиду каналізаційних стоків уздовж правого, скидів цукрового і спиртового заводів – лівого берегів формувались сильнозабруднені вздовжберегові течії стічних вод, які простежувались до другого існуючого в той час автодорожнього мосту (вул. Новоселицька, нині – вул. Московської Олімпіади), в районі якого відбувалось повне перемішування річкових і стічних вод. Нижче створу повного перемішування формувалась суцільна зона помірного забруднення протяжністю 10–15 км. Високий рівень забрудненості р. Прут у межах м. Чернівці протягом першого періоду майже повністю унеможлилювала використання цієї ділянки річки як джерела водопостачання та об'єкта водної рекреації.

Доповнення системи каналізації міста спорудами для очистки стічних вод могло бути здійснено тільки після введення ряду суттєвих змін. Основна складність полягала в тому, що комплекс ОС вирішено було спорудити на лівому березі р. Прут у районі с. Магала, відстань до якого від існуючого випуску стічних вод складала 7,0 км. Місцерозташування ОС було обране з причин відсутності майданчика для їх спорудження в місці діючих водовипусків і необхідності локалізації основного скиду стічних вод міста нижче нього за течією. Транспортування стічних вод на ОС могло здійснюватись тільки в напірному режимі, для забезпечення чого на лівому березі р. Прут споруджена головна каналізаційна насосна станція (ГКНС), на яку прокладеним через русло р. Прут дюкером стали подаватись стоки правобережної частини міста. Суттєво змінена й схема каналізації лівобережної частини міста, в основному – її промислової зони. Скиди більшості промислових підприємств підключені до колектора міської каналізації, споруджена РКНС для подачі стоків на ГКНС, оскільки рельєф цього району, розміщеного на низьких терасах р. Прут, не забезпечує самопливного режиму водовідведення.

Унаслідок реалізації інженерних заходів санітарно-екологічний стан ділянки р. Прут у межах м. Чернівці значно поліпшився, адже основна частина об'єму стічних вод стала відводитись на ОС. Суттєво змінилось і положення основних випусків стічних вод, яке визначило інші умови формування зони забрудненості води р. Прут у межах міста протягом другого виділеного періоду (рис. 5.65). Скидання стічних вод через випуски 1, 2, 4, 5 практично припинилось, деякі з них (4, 5) залишились як аварійні. На цій ділянці стічні води надходили у р. Прут зі стоком малих річок, в основному – р. Клокучка і р. Мольниця. Переважаюча частина об'єму стічних вод міста скидалась очисними спорудами каналізації (скид 7).

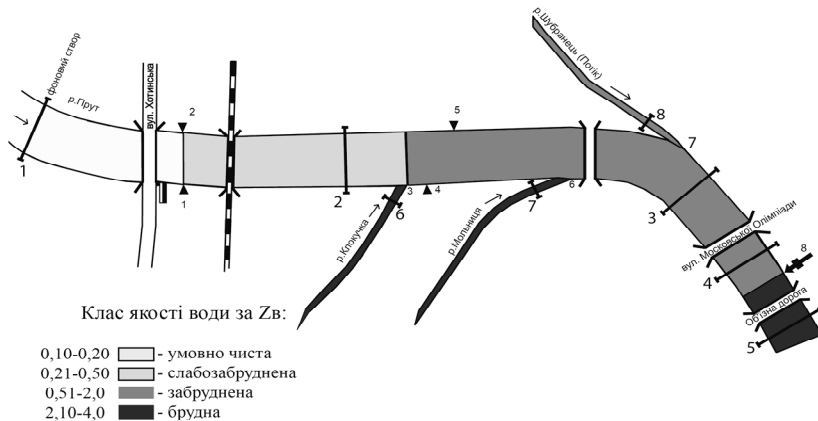


Рис. 5.65. Забрудненість води р. Прут в межах м. Чернівці (1989–1990 рр.)

Основою наших досліджень, розпочатих у 1989–1990 рр., було формування мережі додаткових створів контролю забрудненості води р. Прут. Контрольні створи розміщені так: фоновий (1) в 1,0 км вище автодорожнього мосту, контрольні: в районі міського пляжу (2), нижче впадання малих річок, у зоні повного перемішування вод їх стоку з водою р. Прут (3), вище і нижче скиду очисних споруд (4, 5). Забрудненість води малих річок контролювалась в їх гирлах (створи 6–8) (рис. 5.65). Контроль забрудненості здійснювався щодавно.

Відповідно схеми надходження забруднюючих речовин та розрахованих значень сумарного показника забрудненості води (Z_b) (табл. 5.82) встановлений характер просторових змін забрудненості р. Прут у межах м. Чернівці у 1989–1990 рр. (рис. 5.65). Найменш забруднена вода річки на ділянці від с. Біла до гирла р. Клокучка, де її можна оцінити як умовно чистою. На нижній частині ділянки (між автодорожнім мостом і міським пляжем) при низькій водності спостерігалось її незначне погіршення за рахунок надходження забруднюючих речовин з аварійних скидів промислових підприємств.

Підвищення забрудненості води на досліджуваній ділянці р. Прут нижче впадіння р. Клокучка. Забруднений стік цієї річки, в яку в період проведення досліджень щодоби скидалось понад 10 тис. м³ неочищених каналізаційних стоків, формував вздовжберегову течію, що при низькій водності чітко простежувалась до гирла р. Мольниця.

Таблиця 5.82

Забрудненість води р. Прут і малих річок м. Чернівці
(1989–1990 рр.)

Річка	Контрольний створ	Середнє значення сумарного показника забрудненості води Z_v
р. Прут	1	0,30
	2	0,32
	3	1,10
	4	0,36
	5	2,21
р. Клокучка	6	6,94
р. Мольниця	7	12,8
р. Шубранець (Потік)	8	3,84

Вода р. Мольниця інтенсивно забруднювалась неочищеними стічними водами, які надходили з аварійних скидів міської каналізації (добовий об'єм надходження стічних вод складав 17,5 тис. м³). Механізм поширення забруднених вод р. Прут нижче гирла р. Мольниця був досить складним і визначався характером розподілу глибин і швидкостей течії води. У результаті руслових деформацій частина водного перетину р. Прут із максимальними швидкостями течії зміщена до лівого берега. Вздовж правого берега нижче гирла р. Мольниця в руслі р. Прут знаходився ряд боковиків, які відділяли від основного русла протоки з уповільненим водообміном. За таких обставин забруднені води р. Мольниця формували чітко диференційовану вздовжберегову течію, яка повільно циркулювала системою проток і перемішувалась з основним об'ємом стоку р. Прут в 1,0–1,2 км нижче автодорожнього мосту (вул. Калинівська).

Несуттєво забруднювалась вода р. Прут на ділянці нижче впадіння р. Шубранець (Потік), на той час найменш забрудненої річки міста. Внаслідок значної забрудненості рр. Клокучка і Мольниця, навіть при невеликих витратах води (0,2–1,5 м³/с), винесення розчинених речовин з їх стоком у р. Прут було значним.

При перемішуванні їх вод зі стоком головної річки відбувалось істотне погіршення якості води: показник забрудненості у створі повного перемішування був в 3,6 разу більшим, ніж на фоновій ділянці, вода характеризувалась як забруднена. В результаті процесів розбавлення і самоочищення (умови для яких на досліджуваній ділянці можуть бути оцінені як добрі), якість води нижче створу повного перемішування поступово поліпшувалась, майже сягаючи на четвертому контрольному створі показників, характерних для фонові ділянки. Так, середній показник забрудненості води у створі 4 складав, у середньому, 0,36 проти 0,30 у створі 1. Така особливість просторової диференціації зони забруднення, що визначила можливість здійснення забору води з русла р. Прут у районі мосту по вул. Московської Олімпіади для подачі у басейни інфільтрації водозабору «Магала». Ділянка умовно чистої води простягалась до скиду очисних споруд, нижче яких формувалась зона забруднення, вода якої була в середньому в 7,4 разу бруднішою, ніж на фоновій ділянці.

Забрудненість води значною мірою визначалась водністю (рис. 5.66). Найвищі значення показника забрудненості відповідали мінімальним витратам води (близьким до 15 м³/с), значно зменшуючись при їх зростанні. Залежність ступеня забрудненості води від витрат більш чітко простежувалась на забруднених (створи 3, 5), ніж на слабозабруднених і фонових ділянках річки (створи 1, 2, 4). Для води у створах 3, 5 істотне зменшення показника забрудненості (в 1,5 разу) спостерігалось при зростанні витрат від 15 до 18 м³/с і повільне – при більш

високих їх значеннях (у 2 рази при зростанні витрат з 25 до 65 м³/с). У створах 1, 2, 4 різниця в ступені забрудненості води простежувалася лише в інтервалі витрат 15–25 м³/с, при їх вищих значеннях – нівелювалась.

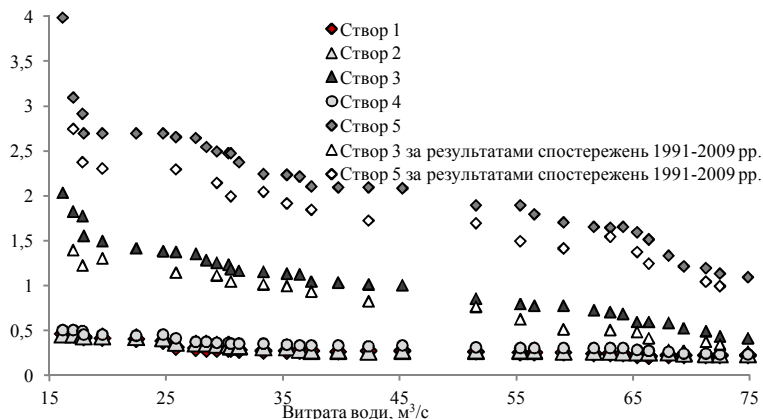


Рис. 5.66. Залежність забрудненості води р. Прут у контрольних створах від водності (м. Чернівці, 1989–2009 рр.)

Протягом наступних років (1991–2009) загальні риси просторової диференціації зони забрудненості води не змінились, проте спостерігалась тенденція до її зменшення на досліджуваній ділянці. Результати проведених у цей час спостережень показали, що якість води у фонових створах (1, 2, 4) не зазнала істотних змін, проте дещо поліпшилась у створах 3, 5, про що свідчить розміщення відповідних точок на графіку залежності показника забрудненості води від витрат (рис. 5.66).

Поясненням цієї тенденції може бути зменшення винесення забруднюючих речовин зі стоком річок Клокучка і Мольниця у зв'язку з ліквідацією деяких скидів каналізації. Суттєво зменшився і скид забруднюючих речовин зі стоками очисних споруд каналізації міста.

За умов зростаючого дефіциту чистої води сучасний стан і динаміка якості водних ресурсів постійно привертають увагу дослідників. Змістом сучасних досліджень є зроблені за різними методиками оцінки якості водних ресурсів, простеження часової варіації та просторової диференціації її показників, виявлення чинників формування. Більшість дослідників констатують поступове зниження рівня антропогенного навантаження на річкові басейни протягом останніх 10–15 років, переважно – за рахунок зменшення об’ємів водовідведення. В окремих річкових басейнах унаслідок цього поліпшувалася якість води, але в більшості випадків позитивних зрушень не було. Екологічний стан річок промислово розвинених регіонів, особливо малих, залишився незадовільним або погіршився. Основною причиною цього вважається зниження ефективності очистки стічних вод.

Протягом періоду проведення досліджень (1990–2009 рр.) відбулись суттєві зміни забрудненості води р. Прут у районі м. Чернівці. Їх характер відображений на рис. 5.67, який показує варіації показника якості води. Найвища забрудненість води на досліджуваній ділянці спостерігалась у 1990–1997 роках, у наступний період зафіксоване її зниження, тенденція до підвищення намітилась у 2005 р.

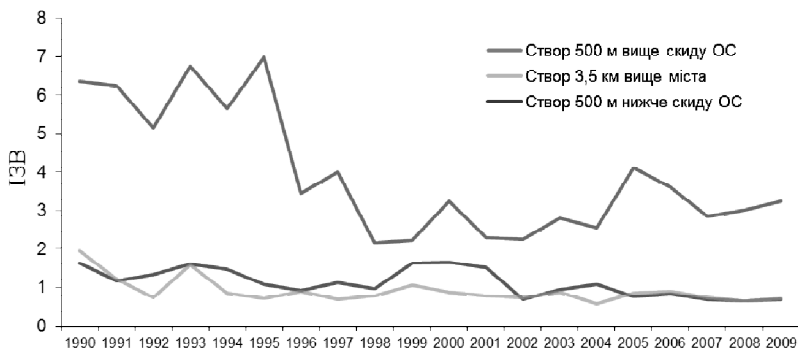


Рис. 5.67. Варіація показника якості води (ІЗВ) р. Прут у межах м. Чернівці

У межах Чернівців негативні зміни якості води р. Прут зумовлені переважно надходженням забруднюючих речовин зі стічними водами очисних споруд каналізації міста. Вплив інших джерел, які знаходяться вище за течією, практично нівелюється через процеси самоочищення. При найістотнішому погіршенні якості води в 1995 р. величини ІЗВ у контрольному створі перевищували їх фонові значення в 5,2 разу, в наступні два роки (1996–1997 рр.) це співвідношення складало 4,6. У кінці періоду досліджень спостерігалось майже п'ятикратне зростання величини ІЗВ у контрольному створі порівняно з фоновим (рис. 5.67).

Якість води річок сьогодні може розглядатись як результат поєднання природних чинників та антропогенного навантаження в їх басейнах. Серед природних чинників основним є водність, яка для річних проміжків часу може бути виражена величинами середнього річного стоку.

Зіставлення змін водності р. Прут і забрудненості води річки показує, що періоди зниження водності, в цілому, відповідали періодам підвищеної забрудненості води. Разом з тим стверджувати, що водність є основним чинником, який визначає зміни забрудненості води річок, можна лише за умов стабільності рівня водогосподарського навантаження.

Так, характер залежності між річними значеннями показника ІЗВ і витратами води (рис. 5.68) показує, що при наявності загальної тенденції до зниження забрудненості води зі зростанням її витрат, кореляція між цими величинами слабка, що свідчить про виняткову роль техногенної складової у стоці розчинених речовин.

Достатньою мірою водогосподарське навантаження можна охарактеризувати, аналізуючи інформацію по об'ємах забору води і водовідведення. У басейні р. Прут водогосподарське навантаження розподіляється вкрай нерівномірно.

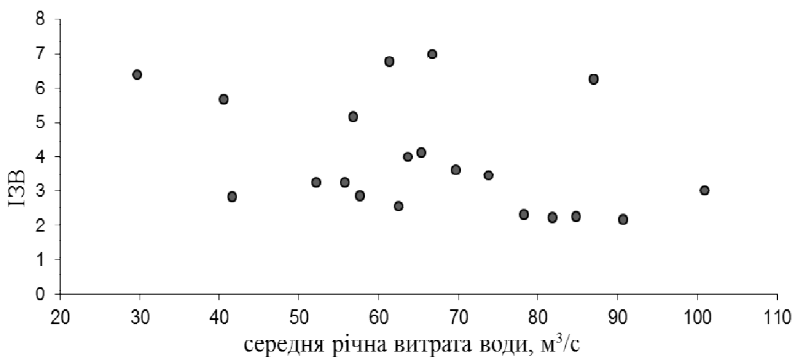


Рис. 5.68. Залежність показника якості (ІЗВ) від середньої річної витрати води (р. Прут, м. Чернівці, 1990–2009 рр.)

За рахунок частини басейну, що знаходиться в межах Івано-Франківської області, формується незначна частка водогосподарського навантаження, відчутна вона лише по такому його елементу, як забір води. Основний об'єм забору води з річки здійснюється в межах частини басейну, що відноситься до Чернівецької області. Для забезпечення потреб м. Чернівці з басейну р. Прут забираються незначні об'єми води, їх частка складає максимум 21 % від загального об'єму, адже основний об'єм водоспоживання міста перекидається з басейну р. Дністер. Разом з тим, саме за рахунок скидів стічних вод каналізації м. Чернівці формується переважна частка водогосподарського навантаження по таких його елементах, як скид стічних вод (до 37 % загального об'єму), особливо неочищених (до 69 % загального об'єму), і скид в їх складі забруднюючих речовин (до 70 % загального об'єму). Нерівномірність водогосподарського навантаження визначає диференціацію показників якості води р. Прут на різних ділянках. Так, у гірській частині вода річки може бути оцінена як чиста (II клас), у середній і нижній частинах течії її якість погіршується, особливо інтенсивно – в районі м. Чернівці, де в окремі періоди вона знижується до VI класу [120].

Режим надходження забруднюючих речовин у річки, як основний елемент водогосподарського навантаження, визначається загальними тенденціями використання і відведення води. Протягом 1990–2009 рр. річний об'єм використання свіжої води в м. Чернівці зменшився в 3,7 разу (з 43,12 до 11,6 млн м³) (рис. 5.69).

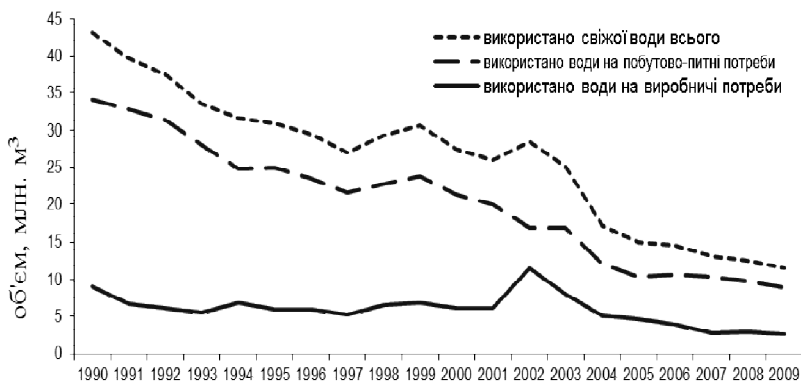


Рис. 5.69. Використання води в м. Чернівці за 1990–2009 рр.

У загальному ході змін використання води можуть бути виділені 3 періоди:

- 1990–1997 роки, протягом яких відбувалось поступове зменшення водоспоживання з 43,12 до 26,92 млн м³ з інтенсивністю близько 2,3 млн м³/рік;
- період відносної стабілізації у 1998–2002 рр., коли середній об'єм використання води мало змінювався і був близьким до 28,40 млн м³;
- період інтенсивного зменшення у 2003–2009 рр., протягом якого об'єм використання води знизився з 25,03 до 11,60 млн м³.

Основною причиною зменшення використання води в м. Чернівці є зниження її споживання в комунально-побутовому секторі (рис. 5.69). Пояснень виявленої тенденції може бути декілька. По-перше, значно збільшилась вартість води з мережі

комунального водопроводу, поліпшився облік її споживання, що привело до раціонального використання води. По-друге, у новітній житловій забудові міста частина будинків, підключених до мереж комунального водопроводу і каналізації, незначна. Переважає тепер у місті приватна житлова забудова, що обладнується переважно автономними системами водопостачання, водовідведення і опалення, які базуються на використанні води з підземних водоносних горизонтів, що не призводить до збільшення споживання води з централізованих джерел водопостачання.

Унаслідок зменшення об'ємів використання води зменшились і об'єми водовідведення в р. Прут. У цілому за період проведення досліджень об'єми водовідведення зменшились на 21,53 млн м³ – з 40,19 до 18,66 млн м³ у 2009 р. (рис. 5.70).

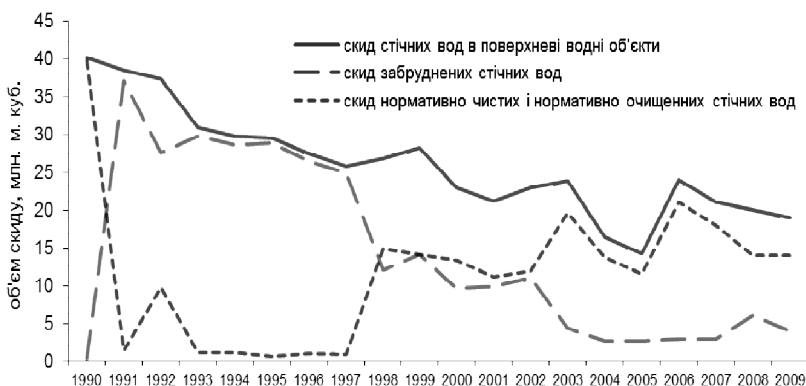


Рис. 5.70. Скид стічних вод по м. Чернівці за 1990–2009 рр.

Зменшення об'ємів загального водовідведення відбувалось практично рівномірно, короткочасні періоди його підвищення припадають лише на 1999, 2003 та 2006 рр.

Позитивні тенденції у водовідведенні, а саме зменшення його об'ємів, повинно було спричинити, можливо з деяким

запізненням, поліпшення якості води річки. Проте такі зміни простежувались лише у 1991 та 1992 рр., після чого забруднення води збільшувалось досить інтенсивно до 1995 р., з якого почалось її інтенсивне зниження (рис. 5.67).

Отже, на початку періоду досліджень виникла ситуація, при якій суттєве зменшення об'ємів водовідведення не викликало поліпшення якості води, навіть спостерігалось її погіршення. Поясненням цього можуть бути зміни в структурі об'ємів водовідведення, тобто співвідношення в них часток очищених (нормативно чистих і нормативно очищених) та забруднених (неочищених та недостатньо очищених) вод. Таке співвідношення для об'ємів стічних вод, відведених у р. Прут очисними спорудами каналізації м. Чернівці протягом 1990–2009 рр., зображено на рис. 5.71.

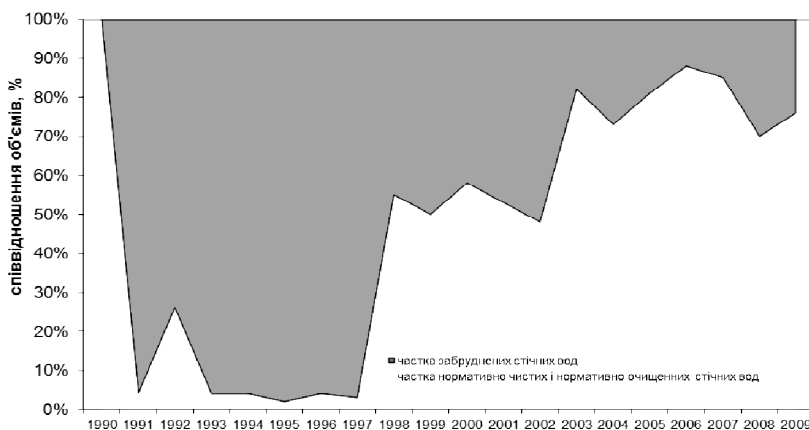


Рис. 5.71. Співвідношення об'ємів очищених і забруднених стічних вод у загальному водовідведенні по м. Чернівці за 1990–2009 рр.

Аналіз структури водовідведення показав, що впродовж 1990 року практично всі стічні води перед скиданням у річку очищувались. Найнебезпечнішою була ситуація у 1991–1997 рр., коли практично весь об'єм водовідведення складала

неочищені і недоочищені стічні води. Період її поліпшення, коли частка неочищених вод почала зменшуватись, розпочався у 1998 р. і триває до теперішнього часу (табл. 5.83).

Таблиця 5.83

Характерні періоди в структурі об'єму водовідведення
м. Чернівці (1990–2009 рр.)

Період водовідведення	Об'єм водовідведення за період, млн м ³	Частка об'єму відведення за період від загального об'єму за 1990–2005 рр., %	Частки стічних вод в об'ємі водовідведення, %	
			очищених	забруднених
1990	40,2	7,70	99	1,0
1991–1997	219	42,1	7,0	93
1998–2002	122	23,5	46	54
2003–2007	99,6	19,1	83	17
2008–2009	39,6	7,50	74	26

Зіставлення виявлених змін із варіацією показника ІЗВ показали, що при зменшенні об'ємів скидання стічних вод високий рівень забрудненості р. Прут підтримувався за рахунок підвищеного надходження забруднюючих речовин при збільшенні частки неочищених вод [81].

Важливим чинником, який визначає забрудненість річкових вод, є ступінь очистки каналізаційних стоків перед скиданням у водоприймачі, тобто ефективність роботи очисних споруд. Очевидно, що при ефективній роботі ОС рівень антропогенного навантаження на водоприймачі буде невисоким.

При виявленні загальних тенденцій у водовідведенні ефективність роботи ОС може бути оцінена не за прямими (концентрації забруднюючих речовин у потоці стічних вод на вході й виході з ОС), а за опосередкованими показниками. Як такі використані показник сумарної забрудненості стічних вод ($Z_{вст}$) і узагальнений середній вміст у них забруднюючих речовин ($C_{ст}$).

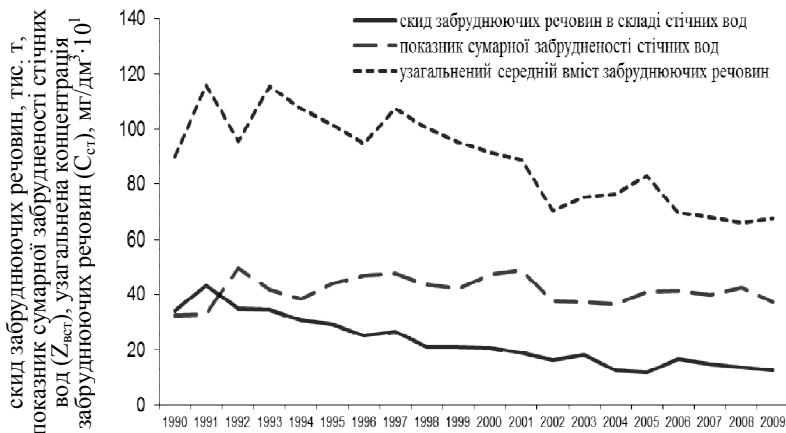


Рис. 5.72. Забрудненість стічних вод м. Чернівці, що скидались у р. Прут

Зміни величин цих показників (рис. 5.72) свідчать про те, що протягом періоду досліджень ефективність очистки стічних вод на ОС каналізації м. Чернівці практично не змінилась.

5.4. Стан і надійність систем водопостачання

Найбільш дорогим елементом комплексу водопостачання є система транспортування води. Вона включає водоводи, розподільну мережу і встановлювану на ній арматуру для виключення, регулювання, обслуговування, ремонту і забезпечення надійної роботи трубопроводів. Вартість системи подачі і розподілу води складає 50–70 % вартості всієї системи водопостачання.

Одночасно з цим трубопровідна система є найуразливішою частиною системи подачі і розподілу води (СПРВ). Це пов'язано, головним чином, з аваріями на лінійній її частині. Аварії виникають через неправильний вибір матеріалу труб для конкретних умов експлуатації, а також класу їх міцності, що відповідає фактичним зовнішнім і внутрішнім навантаженням

(недотримання технології укладання і монтажу трубопроводів, відсутність необхідного захисту трубопроводів від агресивної дії зовнішнього і внутрішнього середовища, неправильний вибір типу трубопровідної арматури, інші численні чинники). Розрахунок трубопроводів на міцність враховує тільки механічні характеристики матеріалу і не включає деякі інші характеристики, від яких також залежить надійна робота трубопроводів. До основних властивостей матеріалу труб, які необхідно враховувати при виборі, слід віднести: холодноламкість, старіння, корозійна стійкість, зварюваність, якість зварних з'єднань.

Дані про стан систем водопостачання показують, що близько 60 % трубопроводів господарсько-питного призначення знаходяться в незадовільному стані й вимагають перекладання або капітального ремонту. Протягом багатьох десятиліть у системах зовнішнього водопостачання використовувалися труби, виготовлені з найбільш дешевих марок сталі [121].

У багатьох випадках система транспортування води працює неефективно, багато споживачів не забезпечено необхідною кількістю води, також спостерігається тенденція до збільшення собівартості води, яка характеризуються великими енергозатратами. Велика кількість втрат і нерациональних відборів води відбувається через аварії і різноманітні пошкодження та через відсутність планово-профілактичного обслуговування водопровідних мереж.

Оцінка надійності та ефективності функціонування СПРВ в умовах зміни їх параметрів у процесі експлуатації

Питанням надійності та ефективності функціонування СПРВ присвячені праці АКГ ім. К.Д. Памфілова, школи М.М. Абрамова [1], М.П. Белозорова, Ю.О. Ільїна [30], П.Д. Хоружого [134] та інших. Дослідженнями АКГ [58] вперше показано, що фактичні умови роботи СПРВ значно

відрізняються від розрахункових. Однак питання комплексної оцінки впливових факторів, прогнозування їх змін і впливу на стабільність водопостачання і собівартості води залишаються не вирішеними.

Професор Абрамов М.М. [1], заклавши основи оцінки надійності СПРВ, пов'язує ефективність їх функціонування з аналізом режимів водоспоживання як випадкового процесу. Він вказує на те, що аналіз статистичних даних про фактичні об'єми і режими водоспоживання дозволяє отримати ймовірнісні оцінки виникнення потреби у воді, які перевищують визначений запланований рівень – рівень розрахункової забезпеченості.

М.П. Белозоров розглядає надійність системи водопостачання у взаємозв'язку її окремих елементів, базуючись на класичних постулатах теорії надійності [5], зокрема теореми Байєса. Для визначення продуктивності системи рекомендуються модельні рівняння для коефіцієнтів добової нерівномірності $K_{\text{доб}}$ та річного об'єму водоспоживання $Q_{\text{рік}}$

$$K_{\text{доб}} = 12,05 \cdot P^3 - 19,53 \cdot P^2 + 9,5 \cdot P, \quad (5.9)$$

$$Q_{\text{рік}} = (348 + 120 \cdot P) \cdot Q_{\text{ср}} = (21 + 895 \cdot P - 732 \cdot P^2) \cdot Q_{\text{макс}}, \quad (5.10)$$

де P – надійність системи ($0,999 > P > 0,70$); $Q_{\text{ср}}$ і $Q_{\text{макс}}$ – середня і максимальна добова продуктивність системи.

Такий підхід дозволяє враховувати вплив заданого рівня надійності на продуктивність системи. Однак отримані значення коефіцієнтів кореляції у рівняннях 5.9 і 5.10 не можна вважати універсальними.

Ю.О. Ільїн [30] пропонує аналітичні моделі оцінки надійності водопровідних споруд.

У дослідженнях П.Д. Хоружого та І.Т. Прокопчука вказується на важливість зваженого підходу до кожної споруди, врахування їх фактичних характеристик для забезпечення надійного та ефективного функціонування СПРВ.

В.Г. Новохатній [83] пропонує надійність СПРВ забезпечувати ще на етапі трасування водопровідних мереж –

створенні їх структури з врахуванням умов економічності й надійності та оптимізація цієї структури. Для цього пропонується побудова формули надійності структури водопровідних мереж [82; 138].

Із проведеного аналізу випливає, що у функціонуванні діючих СПРВ на сьогодні існує явний дисбаланс між вимогами чинних нормативів, фактичними технічними параметрами трубопроводів, споруд і обладнання та фінансовим забезпеченням їх утримання. Отже, потребує узгодження нормативна, технічна і фінансова сторони. Підвищення ефективності СПРВ повинно бути орієнтоване на поєднання структурних змін СПРВ із поліпшенням їх функціональних показників, тобто структурно-функціонального удосконалення СПРВ, яке слід проводити в таких напрямках:

- обґрунтування нових вимог щодо надійності та ефективності роботи СПРВ на основі дотримання заданих рівнів забезпечення споживачів водою;
- удосконалення схем і розрахунків СПРВ з урахуванням перманентних змін їх параметрів у сучасних умовах;
- створення нових методів техніко-економічного обґрунтування проектів влаштування СПРВ.

Основні критерії та показники надійності СПРВ

Для оцінки надійності функціонування СПРВ в умовах зміни їх параметрів у процесі експлуатації важливе значення мають такі показники [55; 127]:

- імовірність безвідмовної роботи $P(t)$ – імовірність того, що протягом часу t система або її елемент буде зберігати свої робочі параметри в допустимих межах. І навпаки, імовірність того, що протягом часу t у системі буде відмова, є імовірністю відмови $Q(t)$. Очевидно, що $1 > P(t) > 0$, а $Q(t) = 1 - P(t)$ (рис. 5.73). Лінію 1 ще називають кривою забезпеченості [1];

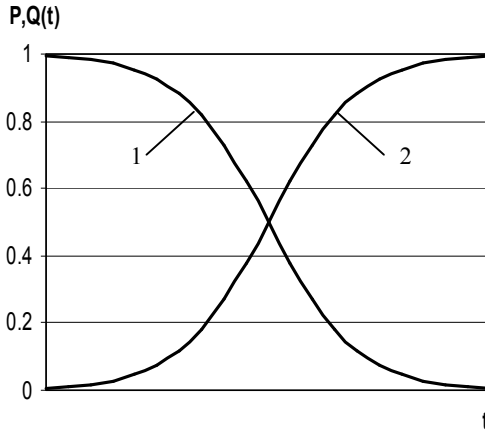


Рис. 5.73. Графіки зміни в часі ймовірності безвідмовної роботи (1) і відмови (2)

- інтенсивність відмов $\lambda(t)$ – умовна щільність ймовірності відмов на момент часу t , якщо до цього відмов не було

$$\lambda(t) = \frac{f(t)}{P(t)}, \quad (5.11)$$

де $f(t)$ – щільність ймовірності відмови в момент часу t :

$$f(t) = \frac{dQ(t)}{dt} = -\frac{dP(t)}{dt}, \quad (5.12)$$

$$\lambda(t) = -\frac{1}{P(t)} \cdot \frac{dP(t)}{dt}, \quad (5.13)$$

$$P(t) = e^{-\int_0^t \lambda(t) dt}. \quad (5.14)$$

Якщо $\lambda = \text{const}$, то $P(t) = e^{-\lambda \cdot t}$, що часто приймають для практичних розрахунків елементів СПРВ;

- середня частота відмов $\omega(t)$ – відношення кількості відмов відновлювальних елементів, що вийшли з ладу за одиницю часу, до їх загальної кількості при умові, що після кожної відмови елемент замінюється новим або відремонтованим; з іншого боку, це ймовірність однієї відмови на кінцевому проміжку часу Δt , віднесеної до його тривалості при $\Delta t \rightarrow 0$, тобто

$$\omega(t) = \lim_{\Delta t \rightarrow 0} \frac{Q(\Delta t)}{\Delta t}, \quad (5.15)$$

при $t \rightarrow \infty$ величина $\omega(t) = 1/T_{\text{б.в.}}$, де $T_{\text{б.в.}}$ – середній час безвідмовної роботи;

- середній час напрацювання на відмову T_0 – середня величина часу роботи обладнання між сусідніми відмовами, якщо воно відновлюється

$$T_0 = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n t_i, \quad (5.16)$$

де n – кількість обладнання, що вийшло з ладу за час t ; t_i – тривалість роботи між $i - 1$ -ю та i -ю відмовами;

З іншого боку, $T_0(t) = \frac{1}{\omega(t)}$, а при $t \rightarrow \infty - \lim_{t \rightarrow \infty} T_0(t) = T_{\text{б.в.}}$, де $T_{\text{б.в.}}$ – середній час безвідмовної роботи

$$T_{\text{б.в.}} = \int_0^{\infty} t \cdot f(t) \cdot dt = \int_0^{\infty} P(t) \cdot dt; \quad (5.17)$$

- інтенсивність відновлення $\mu(t)$ – умовна ймовірність відновлення обладнання в інтервалі часу $(t, t + \Delta t)$ при умові, що до моменту t обладнання ремонтувалось, тобто

$$\mu(t) = \frac{f_B(t)}{1 - F_B(t)}, \quad (5.18)$$

де $f_B(t)$ – щільність розподілу часу відновлення; $F_B(t)$ – функція розподілу часу відновлення

$$F_B(t) = 1 - e^{-\int_0^t \mu(t) dt}. \quad (5.19)$$

При $\mu = \text{const} - F_B(t) = 1 - e^{-\mu \cdot t}$, що часто має місце на практиці;

- середній час відновлення T_B – математичне очікування часу відновлення – часу необхідного на знаходження та усунення неполадки; час, витрачений на організаційні простой, не передбачені експлуатаційними інструкціями, не входить у величину T_B [22];

- коефіцієнт готовності K_r – імовірність того, що об'єкт знаходиться в придатному до роботи за призначенням стані в будь-який момент часу; якщо періоди роботи і відновлення чергують, що характерно для функціонування СПРВ, то

$$K_r = \frac{T_0}{T_0 + T_B}. \quad (5.20)$$

У практиці оцінки надійності водопровідних споруд, враховуючи відновлювальність їх елементів, приймають: $\lambda(t) \approx \omega(t)$; $T_{б.в.} \approx T_0$; $\lambda \approx 1/T_{б.в.}$ [1]. Ув'язка забезпеченості з потоком відмов і часом перебування СПРВ у непридатному до роботи стані дозволяє провести оцінку їх надійності у відповідності до рівнів водоспоживання.

Показники надійності роботи водоводу Дністер – Чернівці

Забезпечення об'єкта водопостачання необхідною кількістю є основною задачею, на виконання якої впливає група суто технічних факторів: схема СПРВ, технічний стан трубопроводів, споруд і обладнання, рівень профілактичного та аварійно-відновлювального обслуговування. Це визначає технічну здатність системи щодо забезпечення споживачів водою. Як і для будь-якої технічної системи [15; 154], вона характеризується ймовірністю безвідмовної роботи $P(t)$ та коефіцієнтом готовності K_r . Так, $P(t)$ – ймовірність того, що протягом часу t система або її елемент будуть зберігати свої робочі параметри в допустимих межах; K_r – ймовірність того, що виріб (елемент) знаходиться в придатному до роботи за призначенням стані в будь-який момент часу, якщо періоди роботи (напрацювання на відмову T_0) і відновлення (T_v) ідуть один за одним. На відміну від ймовірності безвідмовної роботи $P(t)$, яка зі збільшенням часу t зменшується, коефіцієнт готовності K_r відновлювального обладнання набуває стаціонарного характеру [29]. Це зумовлено тим, що потік відмов і відновлення стає рівноваженим.

Для СПРВ, які належать до відновлювальних технічних систем безперервної дії, рівень їх надійності слід визначати за коефіцієнтами готовності K_r . Вони рекомендуються державними нормативами [28] як основні критерії надійності таких систем. Величини коефіцієнтів готовності K_r для СПРВ в умовах, коли потоки «відмов – відновлення» набувають

стаціонарного характеру, можуть розраховуватись за формулою

$$K_r = \frac{T_0}{T_0 + T_B} = \frac{\mu}{\mu + \lambda} \quad (5.21)$$

де λ – інтенсивність відмов ($\lambda = 1/T_0$); μ – інтенсивність відновлення ($\mu = 1/T_B$).

Для практичних розрахунків показники λ і μ можуть бути прийнятими за наявними літературними даними [28]. Однак останні дослідження [9; 125] показують, що для діючих СПРВ в умовах їх старіння та зношення інтенсивність відмов λ трубопроводів в окремих випадках перевищує наведені в кілька разів і залежить від їх технічного стану та рівня експлуатації. Тому для кожної конкретної СПРВ цей показник слід приймати за наявними фактичними даними.

Нижче наведено приклад таких розрахунків для водогону Дністер – Чернівці при різних випадках.

Коефіцієнти готовності K_r трубопроводів та обладнання СПРВ наведено в табл. 5.84.

Таблиця 5.84

Коефіцієнти готовності K_r трубопроводів та обладнання СПРВ

Елемент	λ , 1/км/год	μ , 1/км/год	K_r
РЧВ	0,000057	0,04	0,99858
Засувки	0,000015	0,04	0,99963
Насос	0,00025	0,04	0,99379
Засувка з ел. приводом	0,00006	0,04	0,99850
Зворотний клапан	0,00008	0,04	0,99800
Труби, L = 1 км	0,000015	0,04	0,98650
Блок управління	0,000095	0,04	0,99763

Примітка: інтенсивності відмов λ і відновлення μ приймалися за [29; 30].

Для обладнання і труб, розташованих послідовно в межах однієї групи, K_r визначалась як добуток їх значень:

$$K_{r-рчв} = 0,99858 \cdot 0,99963 \cdot 0,99999 = 0,9982 \text{ (РЧВ, засувка, труби);}$$

$$K_{г.н.а.} = 0,99379 \cdot 0,99963 \cdot 0,99999 \cdot 0,99850 \cdot 0,99800 \cdot 0,99763 = 0,9876 \text{ (насосний агрегат, засувка, труби, засувка з ел. приводом, зворотний клапан, блок управління);}$$

$$T_o = 365/5 = 73 \text{ доб/ав,} \quad (5.22)$$

де 365 – кількість днів [125]; 5 – аварій на рік.

$$K_{г. 1км/труби} = 73/73+1 = 0,9865,$$

$$K_{г. ділянки} = (K_{г. 1км/труби})^l \cdot (K_{г. засувки})^n \cdot (K_{г. випуску})^m \cdot (K_{г. вантуза})^i, \quad (5.23)$$

де l – довжина труби; n – кількість засувок; m – кількість випусків; i – кількість вантузів.

При паралельному розташуванні груп елементів $K_{г.}$ визначається за формулою, а при послідовному добутком.

$$K_{г.гр} = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - K_{г.і.}). \quad (5.24)$$

Варіант розрахунку $K_{г.}$ при двох робочих нитках

по всьому водогону при зниженні подачі до 30 % (рис. 5.74).

$$K_{г. \text{одної нитки I ділянки}} = 0,9865^{5,4} \cdot 0,99963^3 \cdot 0,99963^6 \cdot 0,99963^5 = 0,9244;$$

$$K_{г.гр \text{ I ділянки}} = 1 - (1 - 0,9244)^2 = 0,9943;$$

$$K_{г. \text{одної нитки II ділянки}} = 0,9865^{12,5} \cdot 0,99963^7 \cdot 0,99963^{15} \cdot 0,99963^{16} = 0,8320;$$

$$K_{г.гр \text{ II ділянки}} = 1 - (1 - 0,8320)^2 = 0,9718;$$

$$K_{г. \text{одної нитки III ділянки}} = 0,9865^{7,1} \cdot 0,99963^4 \cdot 0,99963^{11} \cdot 0,99963^7 = 0,9006;$$

$$K_{г.гр \text{ III ділянки}} = 1 - (1 - 0,9006)^2 = 0,9901;$$

$$K_{г. \text{одної нитки IV ділянки}} = 0,9865^{7,5} \cdot 0,99963^5 \cdot 0,99963^4 \cdot 0,99963^3 = 0,8991;$$

$$K_{г.гр \text{ IV ділянки}} = 1 - (1 - 0,8991)^2 = 0,9898;$$

$$K_{г. \text{одної нитки V ділянки}} = 0,9865^{3,4} \cdot 0,99963 \cdot 0,99963^2 \cdot 0,99963^5 = 0,9520;$$

$$K_{г.гр \text{ V ділянки}} = 1 - (1 - 0,9520)^2 = 0,9977;$$

$$K_{г. \text{водогону для 1-го варіанта}} = 0,9943 \cdot 0,9718 \cdot 0,9901 \cdot 0,9898 \cdot 0,9977 \cdot 0,9982^3 \cdot 0,9876^2 = 0,9165.$$

Результати розрахунку по 1-му варіанту зведені в табл. 5.85.

Варіант розрахунку $K_{г.}$ при двох робочих нитках

по всьому водогону при зниженні подачі на 30...100 %

(відключення будь-якої ділянки) (рис. 5.75).

$$K_{г. \text{одної нитки I ділянки}} = 0,9865^{5,4} \cdot 0,99963^3 \cdot 0,99963^6 \cdot 0,99963^5 = 0,9244;$$

$$K_{г.гр \text{ I ділянки}} = 1 - (1 - 0,9244)^2 = 0,9943;$$

$$K_{г. \text{одної нитки II ділянки}} = 0,9865^{12,5} \cdot 0,99963^7 \cdot 0,99963^{15} \cdot 0,99963^{16} = 0,8320;$$

$$K_{г. \text{одної нитки III ділянки}} = 0,9865^{7,1} \cdot 0,99963^4 \cdot 0,99963^{11} \cdot 0,99963^7 = 0,9006;$$

$$K_{г.гр \text{ III ділянки}} = 1 - (1 - 0,9006)^2 = 0,9901;$$

$$K_{г \text{ одной нитки IV ділянки}} = 0,9865^{7,5} \cdot 0,99963^5 \cdot 0,99963^4 \cdot 0,99963^3 = 0,8991;$$

$$K_{г.гр IV ділянки} = 1 - (1 - 0,8991)^2 = 0,9898;$$

$$K_{г \text{ одной нитки V ділянки}} = 0,9865^{3,4} \cdot 0,99963 \cdot 0,99963^2 \cdot 0,99963^5 = 0,9520;$$

$$K_{г.гр V ділянки} = 1 - (1 - 0,9520)^2 = 0,9977;$$

$$K_{г. \text{ водогону для 1-го варіанта}} = 0,9943 \cdot 0,8320 \cdot 0,9901 \cdot 0,9898 \cdot 0,9977 \cdot 0,9982^3 \cdot 0,9876^2 = 0,7847.$$

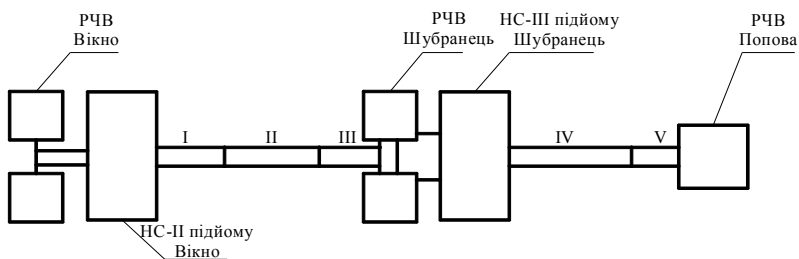


Рис. 5.74. Схема для 1-го варіанта розрахунку $K_{г}$ при двох робочих нитках по всьому водогоні при зниженні подачі до 30 %

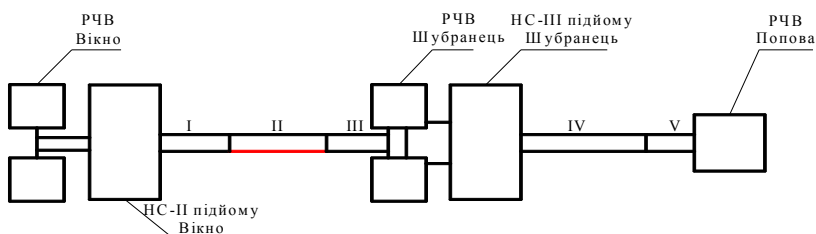


Рис. 5.75. Варіант розрахунку $K_{г}$ при двох робочих нитках по всьому водогоні при зниженні подачі на 30...100 % (відключення будь-якої ділянки)

Таблиця 5.85

Коефіцієнти готовності K_r водогону (до рис. 5.74, 5.75)

Елементи, групи	РЧВ	ВНС	Водоводи	Групи
1	2	3	4	5
Варіант розрахунку K_r при двох робочих нитках по всьому водогону при зниженні подачі до 30 %				
Перша група елементів	0,9982	0,9876	0,9244	0,9943
Друга група елементів			0,8320	0,9718
Третя група елементів	0,9982	0,9876	0,9006	0,9901
Четверта група елементів			0,8991	0,9898
П'ята група елементів	0,9982		0,9520	0,9977
Водогону в цілому	0,9165			
Варіант розрахунку K_r при двох робочих нитках по всьому водогону при зниженні подачі на 30...100 %				
Перша група елементів	0,9982	0,9876	0,9244	0,9943
Друга група елементів			0,8320	0,8320
Третя група елементів	0,9982	0,9876	0,9006	0,9901
Четверта група елементів			0,8991	0,9898
П'ята група елементів	0,9982		0,9520	0,9977
Водогону в цілому	0,7847			

Варіант розрахунку фактичного K_r
водогону Дністер – Чернівці
при зниженні подачі до 30 %,

але не враховуючи аварійного запасу в РЧВ (рис. 5.76).

$$K_r \text{ одної нитки I ділянки} = 0,9865^{5,4} \cdot 0,99963^3 \cdot 0,99963^6 \cdot 0,99963^5 = 0,9244;$$

$$K_r \text{ одної нитки II ділянки} = 0,9865^{12,5} \cdot 0,99963^7 \cdot 0,99963^{15} \cdot 0,99963^{16} = 0,8320;$$

$$\begin{aligned}
K_{г \text{ одной нитки III ділянки}} &= 0,9865^{7,1} \cdot 0,99963^4 \cdot 0,99963^{11} \cdot 0,99963^7 = 0,9006; \\
K_{г.гр (I, II, III) ділянки} &= 0,9244 \cdot 0,8320 \cdot 0,9006 = 0,6927; \\
K_{г \text{ одной нитки IV ділянки}} &= 0,9865^{7,5} \cdot 0,99963^5 \cdot 0,99963^4 \cdot 0,99963^3 = 0,8991; \\
K_{г.гр IV ділянки} &= 1 - (1 - 0,8991)^2 = 0,9898; \\
K_{г \text{ одной нитки V ділянки}} &= 0,9865^{3,4} \cdot 0,99963 \cdot 0,99963^2 \cdot 0,99963^5 = 0,9520; \\
K_{г.гр V ділянки} &= 1 - (1 - 0,9520)^2 = 0,9977; \\
K_{г. водогону для 2-го варіанта} &= 0,6927 \cdot 0,9898 \cdot 0,9977 \cdot 0,9982^3 \cdot 0,9876^2 = \\
&= 0,6636.
\end{aligned}$$

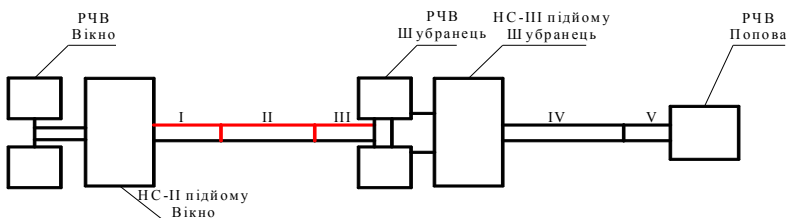


Рис. 5.76. Схема для 2-го варіанта розрахунку фактичного $K_{г}$ водогону Дністер – Чернівці при зниженні подачі до 30 %

Варіант розрахунку фактичного $K_{г}$
водогону Дністер – Чернівці
при зниженні подачі на 30...100 %,

але не враховуючи аварійного запасу в РЧВ (рис. 5.77).

$$\begin{aligned}
K_{г \text{ одной нитки I ділянки}} &= 0,9865^{5,4} \cdot 0,99963^3 \cdot 0,99963^6 \cdot 0,99963^5 = 0,9244; \\
K_{г \text{ одной нитки II ділянки}} &= 0,9865^{12,5} \cdot 0,99963^7 \cdot 0,99963^{15} \cdot 0,99963^{16} = 0,8320; \\
K_{г \text{ одной нитки III ділянки}} &= 0,9865^{7,1} \cdot 0,99963^4 \cdot 0,99963^{11} \cdot 0,99963^7 = 0,9006; \\
K_{г.гр (I, II, III) ділянки} &= 0,9244 \cdot 0,8320 \cdot 0,9006 = 0,6927; \\
K_{г \text{ одной нитки IV ділянки}} &= 0,9865^{7,5} \cdot 0,99963^5 \cdot 0,99963^4 \cdot 0,99963^3 = 0,8991; \\
K_{г \text{ одной нитки V ділянки}} &= 0,9865^{3,4} \cdot 0,99963 \cdot 0,99963^2 \cdot 0,99963^5 = 0,9520; \\
K_{г.гр V ділянки} &= 1 - (1 - 0,9520)^2 = 0,9977; \\
K_{г. водогону для 2-го варіанта} &= 0,6927 \cdot 0,9898 \cdot 0,9977 \cdot 0,9982^3 \cdot 0,9876^2 = \\
&= 0,6028.
\end{aligned}$$

Результати розрахунку по 2-му варіанту зведені в табл. 5.86.

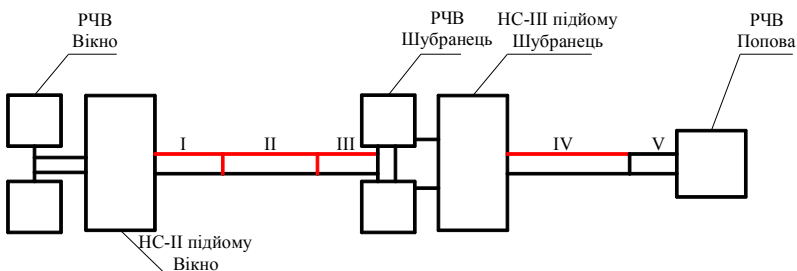


Рис. 5.77. Схема для 2-го варіанта розрахунку фактичного K_r водогону Дністер – Чернівці при зниженні подачі на 30...100 %

Таблиця 5.86

Коефіцієнти готовності K_r водогону
(до рис. 5.76, 5.77)

Елементи, групи	РЧВ	ВНС	Водоводи	Групи
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>
Варіант розрахунку фактичного K_r водогону Дністер – Чернівці при зниженні подачі до 30 %				
Перша група елементів	0,9982	0,9876	0,9244	0,6927
Друга група елементів			0,8320	
Третя група елементів	0,9982	0,9876	0,9006	
Четверта група елементів			0,8991	0,9898
П'ята група елементів	0,9982		0,9520	0,9977
Водогону в цілому	0,6636			

Продовження таблиці 5.86

Варіант розрахунку фактичного K_f водогону Дністер – Чернівці при зниженні подачі на 30...100 %				
Перша група елементів	0,9982	0,9876	0,9244	0,6927
Друга група елементів			0,8320	
Третя група елементів	0,9982	0,9876	0,9006	
Четверта група елементів			0,8991	0,8991
П'ята група елементів	0,9982		0,9520	0,9977
Водогону в цілому	0,6028			

Розрахунковий час ліквідації аварії на трубопроводах систем водопостачання 1 категорії слід приймати згідно з табл. 5.87 [5].

Таблиця 5.87

Діаметр труб, мм	Розрахунковий час ліквідації аварії на трубопроводах, год, при глибині закладання труб, м	
	до 2	більше 2
до 400	8	12
від 400 до 1000	12	18
більше 1000	18	24

При подачі води по одній нитці водоводу в резервуарах слід передбачати: аварійний об'єм води, що забезпечує протягом часу ліквідації аварії на водоводі (табл. 5.87) на господарсько-питні потреби в розмірі 70 % від розрахункового середньогодинного водокористування і промислові потреби по аварійному графіку.

$$T_{\text{ав.подачі}} = W_{\text{ав.рчв}}/Q_{\text{ав}}, \quad (5.25)$$

де $T_{\text{ав.подачі}}$ – час подачі води в аварійному режимі; $W_{\text{ав.рчв}}$ – об'єм аварійного запасу; $Q_{\text{ав}}$ – аварійна витрата води.

$$Q_{\text{ав}} = \alpha \cdot Q_{\text{н.с}}, \quad [125; 127] \quad (5.26)$$

де α – коефіцієнт допустимого зниження 30 % [5]; $Q_{\text{н.с}}$ – розрахункова витрата насосної станції води.

Варіант розрахунку фактичного K_r водогону Дністер – Чернівці
при зниженні подачі на 30...100 %, враховуючи аварійний запас в РЧВ (рис. 5.78, табл. 5.88).

$$K_{r \text{ одної нитки IV ділянки}} = 0,9865^{7,5} \cdot 0,99963^5 \cdot 0,99963^4 \cdot 0,99963^3 = 0,8991$$

$$K_{r \text{ гр IV ділянки}} = 1 - (1 - 0,8991)^2 = 0,9898;$$

$$K_{r \text{ одної нитки V ділянки}} = 0,9865^{3,4} \cdot 0,99963 \cdot 0,99963^2 \cdot 0,99963^5 = 0,9520;$$

$$K_{r \text{ гр V ділянки}} = 1 - (1 - 0,9520)^2 = 0,9977;$$

$$K_{r \text{ водогону для 1-го варіанта}} = 0,9898 \cdot 0,9977 \cdot 0,9982^2 \cdot 0,9876 = 0,9718.$$

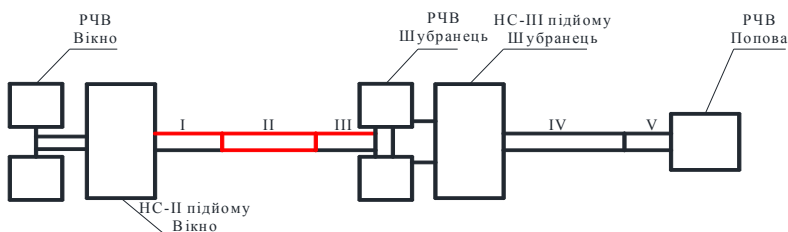


Рис. 5.78. Схема аварії на двох нитках

Таблиця 5.88 (до рис. 5.78)

Елементи, групи	РЧВ	ВНС	Водоводи	Групи
Варіант розрахунку K_r водогону Дністер – Чернівці, використовуючи запас у РЧВ на 30...100 %				
Четверта група елементів	0,9982	0,9876	0,8991	0,9898
П'ята група елементів	0,9982		0,9520	0,9977
Водогону в цілому	0,9718			

$$W_{\text{ав.рчв}} = W_{\text{заг}} - W_{\text{рег.}} \quad (5.27)$$

Оскільки графік надходження води в резервуари «Шубранець» збігається з графіком відбору насосами III

підняття, то регулювальний об'єм $W_{\text{рег}} = 0$. Однак для забезпечення нормальної роботи насосів передбачається запас води, розрахований на роботу насосів протягом 0,5–1 год $Q_{\text{м.г}}$. [22]

$$W_{\text{рег}} = 1 \cdot Q_{\text{м.г}}, \quad (5.28)$$

де $Q_{\text{м.г}}$ – максимальна погодинна подача води насосами, м^3 .

$$W_{\text{рег}} = 1 \cdot 5000 = 5000 \text{ м}^3, \quad (5.29)$$

$$W_{\text{ав.рчв}} = 2 \cdot 20000 - 5000 = 35000 \text{ м}^3, \quad (5.30)$$

$$Q_{\text{ав}} = 0.7 \cdot 3654 = 2558 \text{ м}^3, \quad (5.31)$$

$$T_{\text{ав.подачі}} = 35000/2558 = 13,6 \text{ год}. \quad (5.32)$$

Отже, з наведених даних розрахунків видно, що аварійного запасу в резервуарах не достатньо для забезпечення нормативного часу ліквідації аварії (табл. 5.87). Зазначимо, що основними причинами зміни робочих показників системи подачі та розподілення води можна віднести:

- збільшення аварійності трубопроводів, споруд та обладнання у зв'язку з їх старінням і зношенням (знаходяться в експлуатації понад нормативні 25 років), низьким рівнем планово-профілактичного обслуговування, несвоєчасними ремонтами та заміною (інколи практично повною їх відсутністю);
- погіршення гідравлічних характеристик водоводів (ріст гідравлічних опорів труб);
- збільшення питомих витрат електроенергії (на 30–50 %), в основному, через старіння і зношеність насосних агрегатів, подачу води за графіками;
- збільшення необлікованих витрат води (витоків, нерационального водоспоживання, як різниці між фактичними витратами і розрахованими за нормами водоспоживання, несанкціонованих розборів води), які, в основному, перевищують 50 %, при одночасному зменшенні об'ємів поданої води у зв'язку зі скороченням витрат води промисловістю, впровадженням водомірного обліку та постійним дорожчанням електроенергії як основного енергоносія [126; 127].

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

Література до 2 розділу

1. Березка І.С. Морфометричний аналіз басейну річки Сірет та оцінка антропогенного навантаження з метою прогнозування несприятливих процесів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.11 «Конструктивна географія і раціональне використання природних ресурсів» / І.С. Березка. – Чернівці, 2011. – 20 с.
2. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЕС. – К., 2006. – 240 с.
3. Гродзинський М.Д. Пізнання ландшафту: місце і простір : монографія: у 2 т. / М.Д. Гродзинський. – К. : Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2005. – Т. 2. – 504 с.
4. Знаменская Н.С. Гидравлическое моделирование русловых процессов / Н.С. Знаменская. – СПб. : Гидрометеиздат, 1992. – 240 с.
5. Знаменская Н.С. Единые закономерности формирования речных русел / Н.С. Знаменская. – СПб. : НИИХ СПбГУ, 2002. – 61 с.
6. Кондратьев Н.Е. Основы гидроморфологической теории руслового процесса / Н.Е. Кондратьев, И.В. Попов, Б.Ф. Снищенко. – Л. : Гидрометеиздат, 1982. – 272 с.
7. Костенюк Л.В. Закономірності руслоформування у річковій системі Верхнього Пруту : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.07 «Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» / Л.В. Костенюк. – Чернівці, 2012. – 20 с.
8. Мильков Ф.М. Общее землеведение / Ф.М. Мильков. – М. : Высшая школа, 1990. – 335 с.
9. Настюк М.Г. Гідролого-руслознавчий аналіз даних гідрометричних спостережень у басейнах Верхнього Пруту та Сірету : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.07 «Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» / М.Г. Настюк. – Чернівці, 2015. – 20 с.
10. Ободовський О.Г. Гідроморфологічна оцінка якості річок басейну Верхньої Тиси / О.Г. Ободовський, О.Є. Ярошевич. – К. : Інтертехнодрук, 2006. – 70 с.
11. Ободовський О.Г. Руслові процеси річки Лімниця / О.Г. Ободовський, В.В. Онищук, В.В. Гребінь та ін. – К. : Ніка-Центр, 2010. – 256 с.
12. Паланичко О.В. Закономірності руслоформування річок Передкарпаття : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.07 «Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» / О.В. Паланичко. – К., 2010. – 22 с.

13. Пасічник М.Д. Геогідроморфологічний аналіз територіальної структури дніщ долин основних річок Чернівецької області : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.07 «Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» / М.Д. Пасічник. – Чернівці, 2012. – 20 с.
14. Посібник з Карпатської конвенції. Регіональний Екологічний Центр Центральної та Східної Європи. – Угорщина, 2007. – 198 с.
15. Руслевой процесс / [под ред. Н.Е. Кондратьева] – Л. : Гидрометеоиздат, 1959. – 372 с.
16. Чалов Р.С. Руслеведение: теория, география, практика. Т. 1: Руслевые процессы: факторы, механизмы, формы проявления и условия формирования речных русел / Р.С. Чалов. – М. : Изд-во ЛКИ, 2008. – 608 с.
17. Чернов А.В. География и географическое состояние русел и пойм рек Северной Евразии / А.В. Чернов. – М. : ООО «Крона», 2009. – 684 с.
18. Швебс Г.И. Парагенетические ландшафты нижнего Приднестровья, прогноз их изменений и рекомендации по рациональному природопользованию / Г.И. Швебс, Т.Д. Борисевич, М.Ф. Назаренко // Физ. география и геоморфология. – К. : Вища школа, 1983. – Вып. 30. – С. 42–50.
19. Швебс Г.И. Районирование долинных парагенетических ландшафтных комплексов малых рек / Г.И. Швебс, Т.Д. Васютинская // Физ. география и геоморфология. – К. : Вища школа, 1979. – Вып. 22. – С. 33–39
20. Щукин И.С. Общая геоморфология / И.С. Щукин. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1960. – Т. 1. – 616 с.
21. Ющенко О.Ю. Поняття про крону річкової сітки, її структура та виділення / О.Ю. Ющенко // Географічні дослідження: історія, сьогодення, перспективи : матеріали щорічної міжнародної наук. конф. студентів та аспірантів, присвяченої пам'яті проф. Г.П. Дубинського (23–24 квітня 2015 року). – Харків : Лідер, 2015. – Вип. 8. – С. 81–83.
22. Ющенко О.Ю. Елементи крони Верхнього Пруту (Геогідроморфологічна та порядкова характеристика) / О.Ю. Ющенко // Науковий вісник Чернівецького університету : збірник наукових праць. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2014. – Вип. 724–725. Географія. – С. 100–105.
23. Ющенко О.Ю. Особливості дослідження малих річок Українських Карпат на прикладі елементів крони басейну Верхнього Пруту / О.Ю. Ющенко // Науковий вісник Чернівецького університету

- : збірник наукових праць. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2015. – Вип. 744–745. Географія. – С. 78–82.
24. Ющенко Ю.С. Вплив катастрофічного паводку 2008 року на русла річок Передкарпаття / Ю.С. Ющенко, О.В. Паланичко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К. : Київський нац. ун-т ім. Т. Шевченка, 2009. – Т. 17. – С. 40–55.
25. Ющенко Ю.С. Територіальна структура умов та проявів руслоформування річок / Ющенко Ю.С., Кирилюк А.О., Костенюк Л.В. та ін. // Фізична географія та геоморфологія. – К. : ВГЛ «Обрії», 2012. – Вип. 2 (66). – С. 72–78.
26. Ющенко Ю.С. Територіальні одиниці сучасних річково-долинних систем (на прикладах Верхнього Пруту та Сірету) / Ющенко Ю.С., Кирилюк А.О., Костенюк Л.В. та ін. // Науковий вісник Чернівецького університету : збірник наукових праць. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2014. – Вип. 696. Географія. – С. 55–60.
27. Ющенко Ю.С. Геогідроморфологічні закономірності розвитку русел / Ю.С. Ющенко. – Чернівці : Рута, 2005. – 320 с.
28. Mittlerer Wasser stand fluss die periv devau 1882 bis 1889 // Державний архів Чернівецької області. – Ф. 308. – Оп. 1. – Спр. 38. – Арк. 1–3, 10.

Література до 3 розділу

1. Барінова С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С.С. Барінова, Л.А. Медведєва, О.В. Анисимова. – Тель-Авив : Pilies Studio, 2006. – 498 с.
2. Гончар О.М. Гідрохімічний режим та якість поверхневих вод басейну Дністра на території України / Хільчевський В.К., Гончар О.М., Забокрицька М.Р. та ін. – К. : Ніка-Центр, 2013. – 256 с.
3. Гончар О.М. Режим біогенних речовин у поверхневих водах басейну Дністра / О.М. Гончар, В.К. Хільчевський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : наук. збірник. – 2012. – Т. 1 (26). – С. 76–83.
4. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. – К. : Символ – Т, 1998. – 28 с.
5. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С.І. Сніжко. – К. : Ніка-Центр, 2001. – 264 с.
6. Хільчевський В.К. Характеристика гідрохімічного режиму річок басейну Дністра / В.К. Хільчевський, О.М. Гончар // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : наук. збірник. – 2011. – Т. 3 (24). – С. 126–138.

7. Хільчевський В.К. Хімічний аналіз вод : навчальний посібник / В.К. Хільчевський. – К. : Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2004. – 61 с.

Література до 4 розділу

1. Абрамов С.К. Водозаборы подземных вод. Гидрогеологические изыскания и проектирование / С.К. Абрамов, Н.Н. Биндеман, М.П. Семенов. – М. : Стройиздат, 1947. – 227 с.
2. Абрамов С.К. Забор воды из подземного источника / С.К. Абрамов, В.С. Алексеев. – М. : Колос, 1980. – 239 с.
3. Альтшуль А.Х. Регулирование запасов подземных вод / А.Х. Альтшуль, В.С. Усенко, М.О. Чабан; под ред. В.С. Усенко. – М. : Колос, 1977. – 239 с.
4. Аналіз проблем функціонування фільтраційних водозаборів Передкарпаття / Ю.С. Ющенко, В.В. Григорійчук // Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології : матеріали Шостої Всеукраїнської наукової конференції (20–22 травня 2014 р.). – Дніпропетровськ : ТОВ «Акцент ПП», 2014. – С. 339–341.
5. Анатольевский П.А. Водозабор подземных вод (Зарубежный опыт проектирования, строительства и эксплуатации лучевых водозаборов) / П.А. Анатольевский, Л.В. Гальперин. – М. : Стройиздат, 1965. – 117 с.
6. Арцев А.И. Проектирование водозаборов подземных вод / А.И. Арцев, Ф.М. Бочеввер, Н.Н. Лапшин и др. – М. : Стройиздат, 1976. – 292 с.
7. Берданов В.М. Искусственное пополнение подземных вод в системах хозяйственно-питьевого водоснабжения / В.М. Берданов, К.С. Боголюбов, Е.И. Моложавая, А.М. Перлина. – М. : Стройиздат, 1978. – 260 с.
8. Берданов В.М. Эксплуатация искусственного пополнения подземных вод в водоснабжении / В.М. Берданов. – М. : Стройиздат, 1990. – 88 с.
9. Березка І.С. Антропогенний вплив на ерозійні процеси в басейнах та руслах Сірета і Прута / І.С. Березка, І.П. Чернега, В.Г. Явкін // Матеріали П'ятої Всеукраїнської наукової конференції «Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія» (22–24 вересня 2011 р.). – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2011. – С. 9–11.
10. Бурчак Т.В. Искусственное пополнение подземных вод. Расчет бассейнов и их систем / Т.В. Бурчак. – К. : Будівельник, 1986. – 120 с.
11. Владимиров А.М. Гидрологические расчеты / А.М. Владимиров. – Л. : Гидрометеиздат, 1990. – 365 с.

12. Гребінь В.В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз) / В.В. Гребінь. – К. : Ніка-центр, 2010. – 316 с.
13. Григорійчук В.В. Аналіз сучасного стану та перспективи розвитку водозабору селища Путила / В.В. Григорійчук // Науковий вісник Чернівецького університету : збірник наукових праць. Вип. 724–725 : Географія. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2015. – С. 57–59.
14. Григорійчук В.В. Перспективи розвитку інфільтраційних водозаборів в Україні / В.В. Григорійчук // Науковий вісник Чернівецького університету : збірник наукових праць. Вип. 587–588 : Географія. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2011. – С. 27–29.
15. Григорійчук В.В. Регіональні особливості використання інфільтраційних водозаборів у Івано-Франківській області / В.В. Григорійчук // Науковий вісник Чернівецького університету : збірник наукових праць. Вип. 655 : Географія. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2013. – С. 23–26.
16. ДБН В.2.5-74:2013. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування / Мінрегіон України. – К. : Укрархбудінформ, 2013. – 172 с.
17. ДБН 360–92** Планування і забудова міських і сільських поселень / Держбуд України. – К. : Укрархбудінформ, 2002. – 113 с.
18. Журба М.Г. Водозаборно-очистные сооружения и устройства : учеб. пособие для студентов вузов / М.Г. Журба, Ю.И. Вдовин, Ж.М. Говорова, И.А. Лушкин; под ред. М.Г. Журбы. – М. : ООО «Издательство Астрель-АСТ», 2003. – 569 с.
19. Кирилюк М.І. Водний баланс і якісний стан водних ресурсів Українських Карпат : навч. посібник / М.І. Кирилюк. – Чернівці : Рута, 2001. – 246 с.
20. Кирилюк М.І. Основи раціонального природокористування та охорони природи / М.І. Кирилюк. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2012. – 352 с.
21. Клибашев К.П. Гидрологические расчеты / К.П. Клибашев, И.Ф. Горошков; под ред. А.И. Чеботарева. – Л. : Гидрометиздат, 1970. – 460 с.
22. Ковалевский В.С. Комбинированное использование поверхностных и подземных вод / В.С. Ковалевский. – М. : Научный мир, 2001. – 332 с.
23. Кравчук Я.С. Геоморфологія Передкарпаття / Я.С. Кравчук. – Львів : Меркатор, 1999. – 188 с.

24. Лебедев В.В. Гидрологические и водохозяйственные расчеты для проектирования сооружений водоснабжения / В.В. Лебедев. – М. : Стройиздат, 1965. – 395 с.
25. Лучшева А.А. Практическая гидрология / А.А. Лучшева. – Л. : Гидрометиздат, 1976. – 440 с.
26. Мазуркевич Я.С. Вміст важких металів у питній воді джерел водопостачання міста Чернівці / Я.С. Мазуркевич // Хімія і технологія води, 2002. – Т. 24. – № 2. – С. 163–165.
27. Перлина А.М. Краткое руководство по проектированию инфильтрационных сооружений для искусственного пополнения подземных вод с целью хозяйственно-питьевого водоснабжения / А.М. Перлина, В.М. Берданов, А.Ф. Порядин. – М. : Отдел НТИ АКХ, 1972. – 33 с.
28. Порядин А.Ф. Устройство и эксплуатация инфильтрационных водозаборов / А.Ф. Порядин. – М. : Стройиздат, 1977. – 152 с.
29. Плотников Н.А. Проектирование и эксплуатация водозаборов подземных вод / Н.А. Плотников, В.С. Алексеев. – М. : Стройиздат, 1990. – 256 с.
30. Плотников Н.А. Проектирование систем искусственного восполнения подземных вод для водоснабжения / Н.А. Плотников. – М. : Стройиздат, 1983. – 232 с.
31. Проектування систем штучного поповнення підземних вод. Підземні водосховища : посібник до ВБН 46/33-2.5-5-96 «Сільськогосподарське водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Норми проектування». – К. : Держкомітет України по водному господарству, 2005. – 74 с.
32. Усенко В.С. Искусственное пополнение запасов и инфильтрационные водозаборы подземных вод / В.С. Усенко. – Минск : Наука и техника, 1972. – 256 с.
33. Холоденко В.С. Встановлення екологічно допустимих рівнів відбору води з річок Західного Полісся України / В.С. Холоденко // Вісник НУВГП : збірник наукових праць. – Рівне : НУВГП, 2008. – Вип. 1 (41). – С. 78–83.
34. Цепенда М.В. Деякі методичні підходи до встановлення екологічної напруги в річкових басейнах за допомогою методу водогосподарського балансу (на прикладі гірських і подільських приток Дністра) / М.В. Цепенда // Наукові праці УкрНДГМІ. – К., 2003. – Вип. 252. – С. 154–159.
35. Швебс Г.І. Каталог річок і водойм України : навчально-довідниковий посібник / Г.І. Швебс, М.І. Ігошин; за ред. С.Д. Гопченка. – Одеса : Астропринт, 2003. – 389 с.

36. Янчев В.К. Искусственное восполнение подземных вод Украины / В.К. Янчев, Т.В. Бурчак, А.А. Коджаспиров. – К. : Наукова думка, 1980. – 192 с.
37. Ющенко Ю.С. Геогідроморфологічні закономірності розвитку русел / Ю.С. Ющенко. – Чернівці : Рута, 2005. – 320 с.
38. Аналіз актуальних чинників погіршення якості питного водопостачання в контексті національної безпеки України. Аналітична записка [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.niss.gov.ua/articles/1037/>.
39. Водний кодекс України [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр>.
40. Інструкція із застосування Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр до родовищ питних і технічних підземних вод [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0109-00>.
41. Класифікація запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/432-97-п>.
42. Положення про порядок проведення державної експертизи та оцінки запасів корисних копалин [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/865-94-п>.

Література до 5 розділу

1. Абрамов Н.Н. Надежность систем водоснабжения / Н.Н. Абрамов. – М. : Стройиздат, 1979. – 231 с.
2. Антонов В.С. Кислотность влажных атмосферных осадков в Черновцах / В.С. Антонов, Л.Ю. Рыбак. – Чернівці : Місто, 2007. – 74 с.
3. Асонов А.М. Водные ресурсы и проблема поверхностного стока / А.М. Асонов, О.Р. Ильясов // Транспорт Урала. – 2004. – № 2. – С. 22–30.
4. Васюкович Л.Н. Материалы к обоснованию суммарных количеств нитратов и нитритов в питьевой воде / Л.Н. Васюкович, Г.В. Красовский // Гигиена и санитария. – 1979. – № 7. – С. 8–11.
5. Вентцель Е.С. Теория вероятностей и ее инженерные приложения / Е.С. Вентцель, Л.А. Овчаров. – М. : Наука, 1988. – 480 с.
6. Виссмен У. Введение в гидрологию / У. Виссмен, Т.И. Харбаф, Д.У. Кнэпп; пер. с англ., под ред. А.Н. Бефани. – Л. : Гидрометеоздат, 1979. – 407 с.
7. Вишневський В.І. Конструктивно-географічні засади дослідження антропогенних змін річок / В.І. Вишневський, В.М. Пашенко // Київський географічний щорічник. – К. : Обрії, 2003. – Вип. 2: 2002. – С. 29–50.

8. Воронков П.П. Гидрохимические обоснования выделения местного стока и способы расчленения его гидрографа / П.П. Воронков // Метеорология и гидрология. – 1963. – № 8. – С. 21–28.
9. Гальперин Е.М. Надежность и экономичность водопроводных сетей / Е.М. Гальперин // Водоснабжение и санитарная техника. – 1991. – № 5. – С. 23–25.
10. Гвоздецкий Н. А. Физико-географические комплексы и практическое значение их изучения / Н.А. Гвоздецкий // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 1982. – № 2. – С. 22–29.
11. Геренчук К.И. Тектонические закономерности в орографии и речной сети Русской равнины / К.И. Геренчук. – Львов : Изд-во Львов. ун-та, 1960. – 242 с.
12. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР / М.А. Глазовская. – М. : Высш. шк., 1988. – 328 с.
13. Глазовская М.А. Ландшафтно-геохимические системы и их устойчивость к техногенезу / М.А. Глазовская // Биогеохимические циклы в биосфере. – М. : Наука, 1976. – С. 99–118.
14. Глазовская М.А. Местная миграция химических элементов в естественных и сельскохозяйственных ландшафтах / М.А. Глазовская // Московский университет – сельскому хозяйству. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1971. – С. 23–25.
15. Голинкевич Т.А. Прикладная теория надежности / Т.А. Голинкевич. – М. : Высш. шк., 1985. – 168 с.
16. Горбатенький Г.Г. Влияние сточных вод сахарных заводов на химический состав природных вод / Г.Г. Горбатенький // Материалы XIX гидрохимического совещания. – Новочеркасск, 1965. – С. 14–15.
17. Горецкая З.А. К определению характеристик стока наносов рек Украины разной обеспеченности / З.А. Горецкая // Труды УкрНИГМИ. – 1972. – Вып. 119. – С. 106–114.
18. Гусев А.Г. Охрана рыбохозяйственных водоемов от загрязнения / А.Г. Гусев. – М. : Пищевая пром., 1975. – 367 с.
19. Гуцуляк В.М. Медико-екологічна оцінка ландшафтів Чернівецької області : монографія / В.М. Гуцуляк, К.П. Наконечний. – Чернівці : ЧНУ, 2010. – 184 с.
20. Гуцуляк В.М. Эколого-геохимические особенности ландшафтов г. Черновцы / В.М. Гуцуляк, А.Н. Николаев // Пути повышения продуктивности, эффективности использования и охраны природных ресурсов Украинских Карпат и Прикарпатья. – К. : УМКВО, 1989. – С. 74–82.
21. Гуцуляк В.Н. Антропогенные и природные факторы загрязнения окружающей среды г. Черновцы / В.Н. Гуцуляк // Проблемы экологии

- и ресурсосбережения : тезисы докл. науч.-техн. конф. – Черновцы, 1991. – С. 13–15.
22. ДБН В.2.5-74:2013 «Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування».
23. Дзюбенко Л.Ф. Формирование гидрохимического режима водных объектов под воздействием внешних факторов / Л.Ф. Дзюбенко // Изв. вузов. Строительство. – 1999. – № 7. – С. 146–156.
24. Динамическая геоморфология / под ред. Г.С. Ананьева, Ю.Г. Симонова, А.И. Спиридонова. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1992. – 448 с.
25. Дмитрук Ю.М. Ґрунтосфера: пріоритет в контексті глобальних проблем та аспекти екологічної безпеки / Ю.М. Дмитрук // Екологічна безпека та збалансоване природокористування. – 2010. – № 1. – С. 53–59.
26. Доброумов Б.М. Преобразования водных ресурсов и режима рек центра ЕТС / Б.М. Доброумов, Б.С. Устюжанин. – Л. : Гидрометеоздат, 1980. – 224 с.
27. 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.
28. Иванов Е.Н. Противопожарное водоснабжение / Е.Н. Иванов. – М. : Стройиздат, 1986. – 316 с.
29. Ильин Ю.А. Надежность водопроводных сооружений и оборудования / Ю.А. Ильин. – М. : Стройиздат, 1985. – 240 с.
30. Ильин Ю.А. Расчет надежности подачи воды / Ю.А. Ильин. – М. : Стройиздат, 1987. – 320 с.
31. Кайндль Ф.Р. Історія міста Чернівців від найдавніших часів до сьогодення, присвячена 60-літньому ювілею правління Його Величності Цісаря Франца Йосипа І, в пам'ять про першу документальну згадку про місто Чернівці 500 років тому / Ф.Р. Кайндль. – Чернівці : Місто, 2003. – 278 с.
32. Карагодин В.Г. Отвод поверхностных вод с городской территории / В.Г. Карагодин, М.В. Молоков. – М. : Стройиздат, 1974. – 161 с.
33. Караушев А.В. Речная гидравлика / А.В. Караушев. – Л. : Гидрометеоздат, 1969. – 416 с.
34. Клімат України / за ред. В.М. Ліпінського, В.А. Дячука, В.М. Бабіченко. – К. : Вид. Раєвського, 2003. – 344 с.
35. Ковалевская Р.З. Роль фотохимической аэрации в обеспечении кислородом в водоёмах и водотоках разной степени загрязнения / Р.З. Ковалевская, Т.Н. Сивко // Научные основы установления ПДК в водной среде и самоочищение поверхностных вод : тезисы докл. на

- Всесоюз. симпоз., 23–25 окт. 1972 г. – М. : Изд-во АН СССР, 1972. – С. 81–84.
36. Концепция водоснабжения города Черновцы. – Клагенфурт, 1998. – 94 с.
37. Коржик В.П. Карст і печери Буковини. Проблеми моніторингу, охорони і використання / В.П. Коржик. – Чернівці : Зелена Буковина, 2007. – 304 с.
38. Коронкевич М.И. Водный баланс Русской равнины и его антропогенные изменения / М.И. Коронкевич. – М. : Наука, 1990. – 205 с.
39. Косовець О. Результати моніторингу доквілля у Чернівецькій області на початку ХХІ століття / О. Косовець, І. Колісник // Ландшафти та геоекологічні проблеми Дністровсько-Прикарпатського регіону : мат. міжнар. наук. конф., присвяченої 130-річчю заснування Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича та 60-річчю створення кафедри фізичної географії (15–18 грудня 2005 р.). – Чернівці : Рута, 2005. – С. 42–44.
40. Кузин П.С. Классификация рек и гидрологическое районирование СССР / П.С. Кузин. – Л. : Гидрометеиздат, 1960. – 456 с.
41. Кульский Л.А. Технология очистки природных вод / Л.А. Кульский, П.П. Строкач. – К. : Вища шк., 1981. – 328 с.
42. Куприянов В.В. Гидрологические аспекты урбанизации / В.В. Куприянов. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – 184 с.
43. Куприянов В.В. Гидрология урбанизированных территорий / В.В. Куприянов // Некоторые вопросы современной научной и практической гидрологии. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1981. – Ч. 1. – С. 60–71.
44. Ландшафти м. Чернівці : монографія / за ред. В.М. Гуцуляка. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2006. – 168 с.
45. Лапшенков В.С. Прогнозирование русловых деформаций в бьефах речных гидроузлов / В.С. Лапшенков. – Л. : Гидрометеиздат, 1979. – 240 с.
46. Леонов Е.А. О влиянии промышленно-коммунальных стоков на термический режим рек / Е.А. Леонов // Метеорология и гидрология. – 1977. – № 6. – С. 63–72.
47. Львович М.И. Вода и жизнь / М.И. Львович. – М. : Мысль, 1986. – 254 с.
48. Львович М.И. Водный баланс и вещественный обмен в условиях города / М.И. Львович, Е.П. Чернышов // Изв. АН СССР. Серия географическая. – 1983. – № 3. – С. 34–48.

49. Матвеева Е.П. Сток наносов малых рек, временных водотоков Молдавии и заиление водохранилищ / Е.П. Матвеева, А.Н. Николаев // Метеорология, климатология и гидрология. – 1987. – Вып. 23. – С. 9–13.
50. Математические модели контроля загрязнения воды / ред., пер. с англ. А. Джемса. – М. : Мир, 1981. – 472 с.
51. Меркулов Е.А. Городские дороги / Е.А. Меркулов. – М. : Высшая шк., 1973. – 456 с.
52. Методика расчета гидрологических характеристик техногенно-нагруженных территорий СТП ВНИИГ 210.01.НТ-10. – С-Пб : ОАО «ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева», 2010. – 52 с.
53. Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоёмы Субарктики / Т.И. Моисеенко. – Апатиты, 1997. – 261 с.
54. Молоков М.В. Очистка поверхностного стока с территорий городов и промышленных площадок / М.В. Молоков, В.Н. Шифрин. – М. : Стройиздат, 1977. – 104 с.
55. Найманов А.Я. Основы надёжности инженерных систем коммунального хозяйства / Найманов А.Я., Насонкина Н.Г., Маслак В.Н., Зотов Н.И. – Донецк : ИЭП НАН Украины, 2001. – 151 с.
56. Насонкіна Н.Г. Підвищення екологічної безпеки систем питного водопостачання / Н.Г. Насонкіна // Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук. – 2006. – 40 с.
57. Настюк М.Г. Розвиток мережі пунктів гідрологічних спостережень на території басейнів річок Дністра, Пруту та Сірету в межах Карпат та Передкарпаття / М.Г. Настюк // Наук. вісник Чернів. ун-ту : зб. наук. праць. – Чернівці : Чернів. нац. ун-т, 2010. – Вип. 483 : Географія. – С. 46–50.
58. Научные труды АКХ «Водопотребление и вопросы проектирования и эксплуатации систем коммунального водоснабжения». – М. : ОНТИ АКХ, 1978. – Вып. 155. – 96 с.
59. Нежиховский Р.А. Гидролого-экологические основы водного хозяйства / Р.А. Нежиховский. – Л. : Гидрометеиздат, 1980. – 228 с.
60. Никаноров А.М. Гидрохимия / А.М. Никаноров, Е.В. Посохов. – Л. : Гидрометеиздат, 1985. – 232 с.
61. Никаноров А.М. Справочник по гидрохимии / А.М. Никаноров. – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – 392 с.
62. Николаев А.М. Антропогенні зміни гідрохімічного режиму малих річок міста Чернівці / А.М. Николаев // Екологічний стан і здоров'я жителів міських екосистем. Горбуновські читання : тези доповідей / за ред. Масікевича Ю.Г. – Чернівці : Місто, 2015. – С. 116–117.

63. Николаєв А.М. Антропогенні зміни термічного режиму річок міста Чернівці / А.М. Николаєв // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : Наук. збірник / гол. редактор В.К. Хільчевський. – 2015. – Т. 2 (37). – С. 68–73.
64. Николаєв А.М. Гідролого-геохімічна оцінка стану річок урбанізованої території (на прикладі м. Чернівці) : монографія / А.М. Николаєв. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2011. – 216 с.
65. Николаєв А.М. Гідрохімічний режим малих річок урбанізованої території / А.М. Николаєв // Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології : мат. 6-ї Всеукр. наук. конф. з міжнар. участю (20–22 травня 2014 р.). – Дніпропетровськ : ТОВ «Акцент ПП», 2014. – С. 211–214.
66. Николаєв А.М. Гідрохімічний режим річки Дерелуй / А.М. Николаєв // Наук. вісник Чернівецького ун-ту : зб. наук. праць. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2013. – Вип. 655 : Географія. – С. 46–51.
67. Николаєв А.М. Екологічний стан малих річок м. Чернівці / А.М. Николаєв, В.М. Опеченик, Г.О. Тураш // Наук. вісник Чернівецького ун-ту : зб. наук. праць. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2012. – Вип. 633–634 : Географія. – С. 77–83.
68. Николаєв А.М. Забруднення мікроелементами донних відкладів малих річок міста Чернівці / А.М. Николаєв, Ю.Ф. Шевчук // Розвиток наукових досліджень '2013 : мат. 9-ї Міжнар. наук.-практ. конф. (25–27 листопада 2013 р.). – Полтава : Інтер Графіка, 2013. – Т. 8 – С. 56–60.
69. Николаєв А.М. Оцінка рівня антропогенного навантаження на басейни малих річок міста Чернівці / А.М. Николаєв, Ю.М. Перепічка, С.Д. Товстюк // Розвиток наукових досліджень – 2014 : мат. 10-ї Міжнар. наук. конф. (24–26 листопада 2014 р.). – Полтава : Інтер Графіка, 2014. – Т. 6. – С. 24–28.
70. Николаєв А.М. Природні і техногенні чинники формування хімічного складу води річок урбанізованої території / А.М. Николаєв // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія : мат. 5-ї Всеукр. наук. конф. (22–24 вересня 2011 р.). – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2011. – С. 179–180.
71. Николаєв А.М. Режим біогенної та органічної речовини малих річок міста Чернівці / А.М. Николаєв, Ю.Ф. Шевчук // Український гідрометеорол. журн. – 2013. – № 13. – С. 183–190.
72. Николаєв А.М. Режим головних іонів малих річок урбанізованої території / А.М. Николаєв, Ю.Ф. Шевчук // Наук. вісник Чернівецького університету : зб. наук. праць. – Чернівці : ЧНУ, 2013. – Вип. 672–673: Географія. – С. 44–51.

73. Николаєв А.М. Режим мікроелементів малих річок міста Чернівці / А.М. Николаєв, Ю.Ф. Шевчук // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : наук. збірник / гол. редактор В.К. Хільчевський. – 2013. – Т. 4 (31). – С. 48–57.
74. Николаєв А.М. Режим розчиненого кисню малих річок міста Чернівці / А.М. Николаєв // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : наук. збірник / гол. редактор В.К. Хільчевський. – 2013. – Т. 3 (30). – С. 45–51.
75. Николаєв А.М. Стійкість вод малих річок міста Чернівці до закислення атмосферними опадами / А.М. Николаєв // Наук. вісник Чернівецького ун-ту : збірник наук. праць. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2015. – Вип. 724–725 : Географія. – С. 43–49.
76. Николаєв А.М. Зміни водності ділянки річки Прут у межах м. Чернівці під впливом господарської діяльності / А.М. Николаєв // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія : тези третьої всеукраїнської наукової конференції. (15–17 листопада 2006 р.) – Київ, 2006. – С. 51–52.
77. Николаєв А.М. Зміни хімічного складу річкових вод урбанізованої території під впливом техногенезу / А.М. Николаєв // Науковий вісник Чернівецького університету. – Чернівці : Рута, 2004. – Вип. 199 : Географія. – С. 48–55.
78. Николаєв А.М. Річкова мережа м. Чернівці / А.М. Николаєв, В.П. Зварич // Муніципальне управління: досвід, проблеми та перспективи : матеріали міжвуз. наук.-практ. конф. студ. та молодих науковців (14–15 листоп. 2003 р.). – Чернівці, 2003. – С. 47–48.
79. Николаєв А.М. Техногенні потоки розсіювання хімічних елементів у донних відкладах малих водотоків території м. Чернівці / А.М. Николаєв // Гідрологія гідрохімія і гідроекологія : науковий збірник. / відп. ред. В.К. Хільчевський. – К. : ВГЛ «Обрії», 2006. – Том 10. – С. 109–113.
80. Николаєв А. Техногенні іонні паводки на р. Прут у районі м. Чернівці / Андрій Николаєв // Матеріали міжнар. наук. конф., присвяч. 130-річчю заснування Чернів. нац. ун-ту ім. Ю. Федьковича та 60-річчю створення каф. фіз. географії (15–18 грудня 2005 р.). – Чернівці : Рута, 2005. – С. 207–209.
81. Николаєв А.М. Часові зміни забрудненості води річки Прут в районі м. Чернівці, тенденції та чинники / А.М. Николаєв // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 12. – С. 148–155.
82. Новохатній В.Г. Аналіз впливу топології на надійність структури водопровідних мереж / В.Г. Новохатній, І.С. Усенко // Наук.-техн. зб. «Проблеми водопостачання, водовідведення та

- гідраліки». – Вип. 1 / Гол. редактор О.Я. Олійник. – К : КНУБА, 2003. – С. 36–41.
83. Новохатній В.Г. Водопостачання. Системи та мережі / В.Г. Новохатній. – Полтава : ПолтНТУ, 2004. – 91 с.
84. Оношко М.П. Азот и его минеральные формы в ландшафтах Белоруссии / М.П. Оношко. – Минск : Наука і техника, 1990. – 174 с.
85. Оношко М.П. Изменение природного фона минеральных соединений азота в водах Белоруссии под влиянием антропогенных факторов / М.П. Оношко, В.И. Пашкевич // Геохимическое картографирование техногенных изменений окружающей среды : тез. докл. семинара. – Вильнюс, 1984. – С. 56–57.
86. Оценка нестационарности работы сооружений очистки сточных вод / В.В. Артамонов, М.Г. Василенко, В.В. Костин, С.В. Луговой // Гідрологія, гідрохімія і гідро екологія : тез. доп. Другої Всеукр. наук. конф. (24–26 листопада, 2003 р.). – К. : Ніка-Центр, 2003. – С. 175–177.
87. Пааль Л.Л. Инженерные методы формирования качества воды водотоков / Л.Л. Пааль. – Таллин : ТПИ, 1975. – Ч. 2. – 100 с.
88. Паспорт р. Шубранец. – Черновцы : Чернов. филиал ин-та «Львовгипроводхоз», 1992. – 122 с.
89. Пелешенко В.И. Оценка взаимосвязи химического состава различных типов природных вод (на примере равнинной части Украины) / В.И. Пелешенко. – К. : Вища шк., 1975. – 212 с.
90. Перельман А.И. Геохимия / А.И. Перельман. – М. : Высш. шк., 1989. – 528 с.
91. Петросов В.А. Геоінформатика в управлінні якістю питної води / В.А. Петросов, В.Я. Кобилянський, О.О. Панасенко. – Харків : Основа, 2000. – 112 с.
92. Пособие по определению расчетных гидрологических характеристик. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – 448 с.
93. Потапова И.Ю. Оценка устойчивости водных объектов Карелии к закислению по буферной ёмкости и кислотонейтрализующей способности / И.Ю. Потапова, П.Л. Лозовик // Водная среда Карелии : материалы II республиканской конференции молодых ученых (20–21 февраля 2006 г.). – Петрозаводск, 2006. – С. 93–98.
94. Правила приймання стічних вод підприємств у систему комунальної каналізації в м. Чернівці. – Чернівці, 1996. – 30 с.
95. Практические рекомендации по расчету разбавления сточных вод в реках, озерах и водохранилищах. – Л. : Изд-во ГГИ, 1970. – 101 с.
96. Прокопов В.А. Содержание и поведение хлорорганических соединений в сетях питьевой воды г. Киева / В.А. Прокопов // Екологічний вісник. – 2003. – № 3. – С. 18–21.

97. Прокопов В.О. Хлорорганічні сполуки у питній воді та ризики для здоров'я / В.О. Прокопов, О.В. Зоріна, О.І. Волощенко // Зб. доп. міжнар. конгресу «ЕТВК-2007». – Ялта, 2007. – С. 21–28.
98. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия. – Л. : Гидрометеиздат, 1969. – Т. 6, вып. 1. – 884 с.
99. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия.– Л. : Гидрометеиздат, 1978. – Т. 7, вып. 1. – 490 с.
100. Ретеюм А.Ю. О геосистемах с односторонним системообразующим потоком вещества и энергии / А.Ю. Ретеюм // Изв. АН СССР. Серия географическая. – 1971. – № 5. – С. 87–96.
101. Ржаницын Н.А. Морфологические и гидрологические закономерности строения речной сети / Н.А. Ржаницын. – Л. : Гидрометеиздат, 1960. – 238 с.
102. Ржаницын Н.А. Руслоформирующие процессы рек / Н.А. Ржаницын. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 264 с.
103. Ромась М.І. Дослідження ймовірно-статистичних закономірностей розподілу хімічних компонентів в атмосферних опадах на території України / М.І. Ромась // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. – 1979. – Вип. 21. – С. 43–48.
104. Ромась М.І. Дослідження хімічного складу різних типів атмосферних опадів / М.І. Ромась // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. – 1981. – Вип. 23. – С. 57–62.
105. Ромась Н.И. Закономерности формирования химического состава атмосферных осадков на территории УССР : автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. геогр. наук / Н.И. Ромась. – Ростов-на-Дону, 1981. – 24 с.
106. Ромась Н.И. О формировании химического состава атмосферных осадков в различных физико-географических зонах УССР / Н.И. Ромась // Физ. география и геоморфология. – 1979. – Вип. 21. – С. 126–131.
107. Рябцев В.Е. Про якість питної води та стан безпеки водних ресурсів України / В.Е. Рябцев, Ю.Л. Коваленко, Л.О. Тарасенко // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки : наук.-техн. зб. – К. : КНУБА, 2005. – Вип. 5. – С. 4–14.
108. Саєт Ю.Е. Микроэлементы в донных отложениях рек как индикаторы загрязнения антропогенных ландшафтов / Ю.Е. Саєт, Е.П. Янин // Геохимические методы мониторинга. – М. : Наука и техника, 1980. – С. 96–108.
109. Самойленко В.М. Відпрацювання і тестування підходів до моделювання водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості малих урболандшафтних басейнових геосистем на прикладі Києва /

- В.М. Самойленко, К.О. Верес // Фізична географія та геоморфологія. – 2006. – № 51. – С. 156–166.
110. Самойленко В.М. Моделювання урболандшафтних басейнових геосистем / В.М. Самойленко, К.О. Верес. – К. : Ніка-Центр, 2007. – 296 с.
111. Самойленко В.М. Теоретико-прикладні аспекти моделювання стану малих басейнових геосистем урбанізованих ландшафтів / В.М. Самойленко, К.О. Верес // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 330–338.
112. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения: СанПиН № 4630-88. – Офиц. изд. – М. : Министерство здравоохранения СССР, 1988. – 69 с.
113. СНиП 2.04.03-85 Канализация. Наружные сети и сооружения. Нормы проектирования. – М. : Стройиздат, 1985. – 72 с.
114. 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.
115. Сніжко С.І. Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем : монографія / С.І. Сніжко. – К. : Ніка-Центр, 2006. – 284 с.
116. Сніжко С.І. Дефініція гідрохімічної системи за функціонально-геосистемним принципом та її математична формалізація / С.І. Сніжко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т. 2. – С. 171–181.
117. Сніжко С.І. Методика дослідження територіальної структури гідрохімічних систем / С.І. Сніжко // Картографія та вища школа. – 2001. – Вип. 5. – С. 67–73.
118. Сніжко С.І. Методика досліджень формування гідрохімічних систем / С.І. Сніжко // Вісник Київ. ун-ту. Серія географія. – 2001. – Вип. 47. – С. 53–56.
119. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С.І. Сніжко. – К. : Ніка-центр, 2001. – 264 с.
120. Соловей Т.В. Аналіз змін якості води р. Прут у сучасний період / Т.В. Соловей, А.М. Ніколаєв // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 263–267.
121. Сомов М.А. Влияние материала труб на интенсивность отказов трубопроводов систем водоснабжения / М.А. Сомов // Водоснабжение и санитарная техника. – 1999. № 4. – С. 24–25.
122. Справочник по климату СССР. – Вып. 10, ч. 4. – Л. : Гидрометеиздат, 1969. – 699 с.
123. Сток наносов, его изучение и географическое распределение / под ред. А.В. Караушева. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – 240 с.

124. Тепловой и водный режим Украинских Карпат / под ред. Л.И. Сакали. – Л. : Гидрометеиздат, 1985. – 366 с.
125. Ткачук О.А. Водопровідні мережі : навчальний посібник / О.А. Ткачук, В.О. Шадура. – Рівне : НУВГП, 2004. – 117 с.
126. Ткачук О.А. Вплив змін основних параметрів на економічно вигідні діаметри водоводів і водопровідних мереж / О.А. Ткачук // Коммунальное хозяйство городов. – Вып. 60. Серия: Технические науки и архитектура. – К. : Техніка, 2004. – С. 129–138.
127. Ткачук О.А. Енергозберігаючі заходи в системі подачі і розподілу води м. Чернівці / О.А. Ткачук. – Рівне, 2005. – 64 с.
128. Тугай А.М. Водопостачання : підручник / А.М. Тугай, В.О. Орлов. – К. : Знання, 2009. – 735 с.
129. Фадеев В.В. Связь между гидрохимическим и водным режимом равнинных и горных рек СССР / В.В. Фадеев, М.Н. Тарасов, В.Л. Павелко // Тр. IV Всесоюзного гидрологического съезда. Т. 9. – Л. : Гидрометеиздат, 1976. – С. 198–212.
130. Фесюк В.О. Водогосподарський комплекс м. Луцька – модель сучасного користування міст України : Автореф. дис. канд. геогр. наук / В.О. Фесюк. – К., 2001. – 18 с.
131. Химический состав атмосферных осадков на Европейской территории СССР / В.М. Дроздова, О.П. Петренчук, Е.С. Селезнева, П.Ф. Свистунов. – Л. : Гидрометеиздат, 1964. – 209 с.
132. Хільчевський В.К. Проблеми кондиціонування якості питної води в Україні / В.К. Хільчевський // Україна та глобальні процеси: географічний вимір. – Київ-Луцьк : Вежа, 2000. – Т. 2. – С. 222–226.
133. Хортон Р. Эрозионное развитие рек и водосборных бассейнов / Р. Хортон. – М. : Изд. иностр. лит., 1948. – 148 с.
134. Хоружий П.Д. Расчет гидравлического взаимодействия водопроводных сооружений / П.Д. Хоружий. – Львов : Вища школа, 1983. – 152 с.
135. Цепенда М.В. Деякі методичні підходи до встановлення екологічної напруги в річкових басейнах за допомогою методу водогосподарського балансу (на прикладі гірських і подільських приток Дністра) / М.В. Цепенда // Наук. праці Укр. НДГМІ, 2003. – Вип. 252. – С. 154–159.
136. Цыцарин Г.В. Особенности и расчёт стока соединений азота и фосфора с поверхностными водами / Г.В. Цыцарин // Гидрохим. материалы. – 1977. – Т. 70. – С. 9–17.
137. Чеботарев А.И. Гидрологический словарь / А.И. Чеботарев. – Л. : Гидрометеиздат, 1978. – 308 с.

138. Ченчевий В.Г. Поліпшення надійності структури водопровідної мережі при її розвитку / Ченчевий В.Г., Новохатній В.Г., Усенко І.С. // Наук. вісник буд-ва : зб. наук. праць. – Вип. 22. – Харків : ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2003. – С. 149–152.
139. Черногаева Г.М. Закономерности влияния урбанизации на речной сток / Г.М. Черногаева // Труды V Всесоюз. гидрол. Съезда. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – Т. 4. – С. 273–278.
140. Шапов Г.И. Речные наносы / Г.И. Шапов. – Л. : Гидрометеоиздат, 1959. – 378 с.
141. Швер Ц.А. Закономерности распределения осадков на континентах / Ц.А. Швер. – Л. : Гидрометеоиздат, 1984. – 286 с.
142. Шевчук Ю. Дослідження води річки Дністер – основного джерела водопостачання м. Чернівці / Юрій Шевчук // Наук. вісн. Чернів. ун-ту : зб. наук. пр. – Чернівці : Рута, 2004. – Вип. 220 : Географія. – С. 81–90.
143. Шевчук Ю. Якість води поверхневих джерел централізованого питного водопостачання м. Чернівці / Ю. Шевчук // Наукові записки Терноп. держ. пед. ун-ту. Серія : Географія. – Тернопіль, 2004. – № 2, ч. 2. – С. 29–35.
144. Шевчук Ю.Ф. Вплив стану водопровідних мереж міста Чернівці на якість питної води централізованого водопостачання / Ю.Ф. Шевчук, А.Ю. Шевчук // Географія, геоecологія, геологія: досвід наукових досліджень : матер. міжнар. наук. конф. студ. і аспірантів, присвяч. 175-річчю від дня народження видатного дослідника Придніпров'я Олександра Поля / под ред. Л.И. Зеленской. – Д. : Изд-во ДНУ, 2007. – Вип. 4. – С. 236–238.
145. Шевчук Ю.Ф. Просторово-часові особливості гідрохімічного стану річки Дністер / Ю.Ф. Шевчук, В.О. Джаман // Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія : наук. зб. – К. : Обрії, 2006. – Т. 11. – С. 244–250.
146. Шевчук Ю.Ф. Сучасний стан децентралізованого водопостачання м. Чернівці / Ю.Ф. Шевчук // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – Т. 9. – С. 217–223.
147. Шевчук Ю.Ф. Якість питної води джерел водопостачання міста Чернівці / Ю. Ф. Шевчук // Наукові праці УкрНДГМІ. – К. : Ніка-Центр, 2006. – Вип. 255. – С. 134–138.
148. Экологическая безопасность транспортных потоков / А.Б. Дьяков, Ю.В. Игнатьев, Е.П. Коншин и др.; под. ред. А.Б. Дьякова. – М. : Транспорт, 1989. – 128 с.
149. Экологическое состояние реки Днестр / Шевцова Л.В., Алиев К.А., Кузько О.А. и др.– К., 1998. – 148 с.
150. Экология города / под ред. В.Ф. Стольберга. – К. : Либра, 2000. – 423 с.

151. Явкін В. Дослідження впливу хімічних речовин на якість питної води централізованого водопостачання м. Чернівці / В. Явкін, Ю. Шевчук, В. Ясенчук // Історія української географії : Всеукр. наук.-теорет. часопис. – Тернопіль : Підручники і посібники, 2007. – Вип. 15. – С. 81–84.
152. Явкін В.Г. Параметри розрахунку повторюваності критичного забруднення Дністра, Прута та Сірету / В.Г. Явкін, Ю.Ф. Шевчук // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Географія. – Тернопіль : Тайп. – № 3 (вип. 28). – 2005. – С. 69–74.
153. Явкін В.Г. Стан водопровідної мережі в місті Чернівці та її вплив на якість питної води / В.Г. Явкін, Ю.Ф. Шевчук // Зб. наук. пр. – Рівне, 2005. – Вип. 4 (32), ч. 1. – С. 170–176.
154. Явкін В.Г. Сучасний стан мереж водовідведення в місті Чернівці / В.Г. Явкін, Ю.Ф. Шевчук, А.Ю. Шевчук // Вісник національного університету водного господарства та природокористування : зб. наук. пр. – Рівне, 2006. – Вип. 2 (34), ч. 1. – С. 188–193.
155. Cohn P. Mapping of volatile organic chemicals in New Jersey water systems / P. Cohn, J. Savrin, J. Fagliano // J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. – 1999. – Vol. 9. – № 3. – P. 171–180.
156. Critical loads of acidity: Nordic surface waters / [Henriksen A., Kamari I., Posch M. et al.] // AMBIO. – 1992. – Vol. 21. – P. 356–363.
157. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities Legislation. – Brussels, 2000. – Vol. 327, № 1. – 65 p.
158. Egelen G. Hydrological systems analysis. A regional case study / G. Egelen. – Kirchzarten : TNO-DGV Inst. Appl. Geoscience, 1984. – 43 p.
159. Egelen G. Methodological aspects of mapping of regional hydrological systems / G. Egelen // Beitrage zur Hydrologie. – Ht. 5. – P. 577–585.
160. Europes Environment. European Environment Agency. – Copenhagen, 1996. – 616 p.
161. Hydrologic design considerations of constructed wetlands for urban stormwater runoff / T. Koob, M.E. Barber, W.E. Hathorn // J. Amer. Water Resour. Assoc. – 1999. – 35, № 22. – P. 323–331.

ДОДАТКИ

Додаток А
Інформація про однорідні ділянки днищ долин
у системі басейну Верхнього Пруту

Додаток А.1
Морфометричні показники і назви ОДд
уздовж основних стовбурів

№ п/п	Назва ділянки	Орієнтири розташування ділянки	Довжина ділянки, L, км	Ширини ділянки В _{одс} , м	Діапазони абсолютних висот на ділянці, Н _{абс} , м	Діапазони похилів І, ‰
1	2	3	4	5	6	7

Однорідні ділянки днища долини р. Прут

1	Ворохтинська	смт Ворохта	12,5	800–1400	900–735	13,2
2	Магурська	г. Магура	5,0	150–180	735–700	7,0
3	Яблуницька	с. Кременці	5,0	600–1300	700–640	12,0
4	Женецька	р. Женець	4,3	200–550	640–600	9,3
5	Микуличинська	с. Микуличин	4,0	800–900	600–575	6,25
6	Ямненська	с. Ямна – м. Яремча	7,3	250–400	575–500	10,2
7	Яремчанська	м. Яремча – с. Дора	8,7	400–850	500–440	6,8
8	Делятинська	м. Делятин	5,8	2000–3200	440–390	8,6
9	Ланчинська	с. Добротів – с. Іванівка	14,1	300–500	390–335	3,9
10	Товмачицько-Шепарівська	с. Товмачик	6,7	3400–4000	335–300	5,2
11	Коломийська	с. Шепарівці – с. Корнич	13,0	6500–7000	300–260	3,0
12	Заболотівська	с. Корнич – с. Олешків	20,2	2500–3000	260–220	1,98
13	Снятинська	с. Олешків – с. Оршівці	20,0	3500–4000	220–195	1,25
14	Неполоківська*	с. Оршівці – с. Дубівці	12,0	2000–4000	195–180	1,25
15	Чернівецька*	с. Дубівці – м. Чернівці	21,0	1800–6000	180–155	1,19
16	Боянівська*	м. Чернівці – с. Боянівка	13,0	1900–3200	155–143	0,92
17	Новоселицька*	с. Боянівка – м. Новоселиця	16,0	1800–5000	143–125	0,7
18	Маршинсько-Негринська*	с. Маршинці – с. Негринці	21	7000–3500-5000	125–111,5	0,64

Продовження додатка А.1

19	Мамалізко-Липканська*	с. Мамалига – м. Липкани	20	1300–1700	111,5–104	0,38
----	-----------------------	--------------------------	----	-----------	-----------	------

Однорідні ділянки днища долини р. Черемош

1	2	3	4	5	6	7
1	Черемошська (Устерікська)	с. Рівня – с. Усть-Путила	8,0	250–400	520–470	6,25
2	Усть-Путильська	с. Усть-Путила	1,7	400–600	470–455	8,82
3	Кичерська	г. Кичера	0,66	250–270	455–450	7,57
4	Мариничська	с. Мариничі	2,4	300–700	450–445	2,08
5	Петрашівська	с. Петраші	1,0	100–130	445–440	5,0
6	Білоберезківська	с. Білоберезка	1,7	700–1000	440–430	5,88
7	Товарницька	р. Товарниця	1,4	100–170	430–420	7,14
8	Розтоцька	с. Розтоки – с. Хорови	9,4	800–1200	420–370	5,3
9	Підзахаричська	с. Підзахаричі – с. Межиброди	3,7	220–320	370–355	4,05
10	Тюдівсько-Вижницька*	с. Тюдів – м. Вижниця	6,25	200–1600	360–333	4,3
11	Іспаська*	м. Вижниця – с. Банилів	23	2000–5800	330–240	3,9
12	Вашківська*	с. Банилів – смт Вашківці	9,8	4200–6300	240–208	3,26
13	Чорторійська* (гирлова)	смт Вашківці – гирло	7,7	2000–2500	208–190	2,34

Однорідні ділянки днища долини р. Рибниця

1	2	3	4	5	6	7
1	Соколівська	с. Соколівка – м. Косів	6,8	200–700	450–365	12,5
2	Косівська	м. Косів – с. Рожнів	15,3	1800–2200	365–270	6,2
3	Джурівська	с. Рожнів – с. Джурів	5,5	800–1500	270–250	3,6
4	Рудницька	с. Джурів – с. Рудники	4,0	80–400	250–230	5

Однорідні ділянки днища долини р. Пістинька

1	2	3	4	5	6	7
1	Верхньо-космацька	с. Космач	3,4	130–200	698–620	22,9
2	Космацька	с. Космач	4,5	300–700	620–540	17,7
3	Брустурська	с. Космач – с. Прокурава	2,5	150–300	540–500	16
4	Прокуравська	с. Прокурава – с. Шешори	5,6	500–750	500–460	7,1
5	Шешорська	с. Шешори – м. Пістинь	3,6	350–700	460–400	16
6	Пістинська	м. Пістинь – с. Спас	9,6	800–1500	400–335	6,7
7	Спаська	с. Спас – с. Н. Вербіж	10,2	700–1300	335–275	5,8

Продовження додатка А.1

Однорідні ділянки днища долини р. Лючка

1	2	3	4	5	6	7
1	Лючківська	с. Лючки – с. Сер.Березів	6,4	500–1000	545–420	19,5
2	Середньо- березівська	с. Сер.Березів	2,4	230–300	420–395	10,4
3	Акринська	гирло р. Акра	1,7	800–1000	395–375	11,8
4	Нижньо- березівська	с. Н.Березів – с. Яблунів	3,7	550–850	375–355	5,4
5	Яблунівська	с. Яблунів – с. Стівпчатів	4,8	700–900	355–310	9,3
6	Ковалівська	с. Стівпчатів – с. Ковалівка	4,6	700–850	310–305	1,7
7	Мишинська	с. Ковалівка – с. В.Вербіж	5,9	900–1000	305–286	3,2

Однорідні ділянки днища долини р. Білий Черемош

1	2	3	4	5	6	7
1	Перкалабська	р. Перкалаба до злиття з р. Сарата	4,4	40–90	1020,5–940	18,18
2	Яровицька	с. Перкалаб – с. Ниж.Ялівець	6,8	50–90	940–860	11,76
3	Яловичерська	с. Ниж.Ялівець – ур. Скорухова	4,6	200–330	860–830	6,52
4	Шипотська (Путилівська)	ур. Скорухова – с. Голошина	9,2	80–120	830–750	8,69
5	Голошинська верхня	с. Голошина – р. Колела	1,4	200–400	750–735	10,71
6	Голошинська нижня	р. Колела – р. Дутца	1,5	70–150	735–725	6,67
7	Максимецька верхня	р. Дутца – с. Плай	4,8	60–90	725–670	11,46
8	Максимецька нижня	с. Плай – гирло р. Пробийна	2,9	120–200	670–630	13,79
9	Пробийнівська	гирло р. Пробийна – с. Яблунця	2	150–300	630–590	20
10	Яблунецька	с. Яблунця – с. Довгопілля	9	150–600	590–515	8,33
11	Стебнівська	с. Довгопілля – гирло	5,6	250–350	515–482	5,89

Однорідні ділянки днища долини р. Чорний Черемош

1	2	3	4	5	6	7
1	Буркутська	р. Альбін – с. Шибени	14	40–200	1035–852	13,07
2	Шибенська	с. Шибени – ур. Мрайки	2,7	160–220	852–830	8,15
3	Людівська	ур. Мрайки – с. Зелене	3,5	100–200	830–800	8,57
4	Зелена	с. Зелене – р. Гнилець	4	300–600	800–762	9,5
5	Топільче- Бистрецька	р. Гнилець – с. Красник	12,5	80–100	762–657	8,4

Продовження додатка А.1

6	Красницька	с. Красник – р. Ільця	2,5	250–300	657–635	8,8
7	Верховинська	р. Ільця – р. Бережниця	9	500–1000	635–577	6,4
8	Бережницька	р. Бережниця – с. Криворівня	1,7	100–170	577–565	7,05
9	Криворівнянська	с. Криворівня – с. Верх. Ясинів	7,5	350–500	565–515	6,66

Однорідні ділянки днища долини р. Путила

<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>
1	Лустун-Фошке	с. Плоска – с. Сергії	5,7	130–230	750–680	12,3
2	Путильська	с. Сергії – с. Киселиця	10,3	200–400	680–570	10,7
3	Киселицька	с. Киселиця – с. Дихтинець	1,7	200–280	570–555	8,8
4	Дихтинецька	с. Дихтинець	4	230–350	555–515	10
5	Раковецька	хр. Ракова	3,4	150–225	515–475	11,7
6	Бисківецька	с. Усть-Путила	2	150–300	475–465	5

* дані отримані з роботи М.Д. Пасічника.

Додаток А.2

Морфометричні показники та назви ОДд додаткових та псевдододаткових стовбурів

№ п/п	Назва ділянки	Орієнтири розташування ділянки	Довжина ділянки, L, км	Ширини ділянки В _{ОДд} , м	Діапазони абсолютних висот на ділянці, Н _{абс} , м	Діапазони похилів І, ‰
1	2	3	4	5	6	7

Однорідні ділянки днища долини р. Лючка Сопівка

1	Новомарківська	с. Новомарківка – м. Печеніжин	4,7	100–500	380–340	8,5
2	Печеніжинська	м. Печеніжин	2,5	900–1000	340–315	10
3	Нижньопеченіжинська	м. Печеніжин – с. Сопів	3,7	500–600	315–295	5,4

Однорідні ділянки днища долини р. Ослава

1	2	3	4	5	6	7
1	Ославська верхня	с. Білі Ослави	4	300–400	480–425	14
2	Ославська нижня	г. Дул	2,7	250–350	425–400	9

Однорідні ділянки днища долини р. Чорнява

1	2	3	4	5	6	7
1	Виноградська	с. Росохач – смт Гвіздець	7,7	700–1000	265–250	1,9
2	Кулачківська	смт Гвіздець – с. Келихов	10,4	500–700	250–230	1,9
3	Любківська	с. Келихов – с. Любківці	4	700–1000	230–218	3

Однорідні ділянки днища долини р. Дерелуй

1	2	3	4	5	6	7
1	Коровійська	с. Волока – с. Молодія	8,6	500–700	183–155	3,2
2	Острицька	с. Молодія – с. Остриця	5,9	100–120	155–149	1

Однорідні ділянки днища долини р. Гуків

1	2	3	4	5	6	7
1	Топорівська	с. Топорівці	5,4	150–400	217–197	3,7
2	Рідківська	с. Рідківці	8,8	300–400	197–163	3,8
3	Боянівська	с. Бояни	3,2	130–220	163–152	3,4

Наукове видання

**ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ
БЕЗПЕЧНОГО ТА ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ
РІЧКОВИХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ
СИСТЕМ ПЕРЕДКАРПАТТЯ**

Монографія

Комп'ютерний набір і верстка *Н.В. Кураєва, Л.В. Майданська*

Літературний редактор *О.В. Колодій*

Технічний редактор *Г.К. Чораєва*

Підписано до друку 17.07.2017. Формат 60x84/16.

Папір офсетний. Друк різнографічний. Умов.-друк. арк. 25,8.

Обл.-вид. арк. 27,8. Тираж 50. Зам. 1004.

Видавництво та друкарня Чернівецького національного університету.

58002, Чернівці, вул. Коцюбинського, 2.

e-mail: ruta@chnu.edu.ua

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 891 від 08.04.2002.