

ТЕМА 4. БАСЕЙН РІЧКИ ЯК ГЕОСИСТЕМА

4.1. Басейнова ландшафтна територіальна структура

Підходи до аналізу річкового басейну з комплексних географічних позицій започаткували В. В. Докучаєв та О. І. Воейков, які вбачали в ньому цілісні природні територіальні одиниці й навіть пропонували адміністративні межі проводити по басейнах річок. Як екологічно своєрідні та цілісні системи, річкові басейни розглядали В. В. Альохін (1921) і М. А. Мензбір (1926). Однак у рамках класичного ландшафтознавства та екології річкові басейни як територіальні об'єкти цих наук не розглядалися. Відкриття ряду важливих топологічних закономірностей річкових систем (праці 30 - 60-х років Р. Хортон, С. Шумма, А. Шайдеггера, Р. Шрива, А. Стралера, М. О. Ржаніцина та ін.), а також дослідження річкових систем на широкій географічній основі (В. Г. Глушков, П. С. Кузін, Р. А. Нежиховський та ін.) дали можливість ландшафтознавцям та екологам з нових позицій розглянути басейн та його структуру. У працях Р. Чорлі - Б. Кеннеді (1971), Я. Демека (1974), Л. М. Коритного (1974), К. М. Дьяконова (1976), О. Ю. Ретеюма (1975), Ф. М. Мількова (1981) стверджувалося, що річковий басейн - не тільки гідрологічна, а й географічна система (геосистема) і об'єкт ландшафтних досліджень. Ю. Одум (1975) запропонував вважати річковий басейн за «мінімальну територіальну одиницю» екосистеми. Й. В. Гриб, М. О. Клименко (1999) вважають, що термін «екосистема малої річки» відповідає визначенням і поняттям екології, а річкова мережа - це сполучна ланка ландшафту і його біоценозів.

Басейни річок можна розглядати як геосистеми різних ієрархічних рівнів. За останні десятиріччя інтенсивно ведуться ландшафтно-екологічні дослідження річкових басейнів. Цьому сприяють чітко визначена функціональна єдність басейну, його територіальна визначеність, сприятливі умови для організації експериментальних досліджень геосистем та інтерпретації їх результатів.

Нині досить актуальний басейновий підхід до вивчення процесів, які відбуваються в природному середовищі. Наприклад, у Постанові Верховної Ради України «Про концепцію розвитку водного господарства України» відзначено потребу управління водним господарством за басейновим принципом, щоб забезпечувати збалансованість використання, охорони і відтворення водних ресурсів, запобігати порушенню умов формування поверхневого стоку, що значною мірою зумовлюється станом поверхні водозабору.

Структуро-формувальні відношення. Концентрований поверхневий стік води з розчиненими та завислими в ній речовинами є структуро-формувальним для басейнової ЛТС (ландшафтної територіальної структури). Концентрація площинного стоку в лінійний можлива за певної мінімальної площі, з якої поверхневі води збираються до лінійної ерозійної форми. Це призводить до формування басейнів - територій, поверхневі води з яких стікають лише до одного водотоку. Останній можна вважати індикатором багатьох динамічних процесів у межах усього басейну. На думку М. О. Ржаніцина (1960), річкову мережу можна розглядати як кінцеву ланку процесу взаємодії кліматичних, гідрологічних та геоморфологічних факторів, як своєрідний інтегральний показник цього процесу. Структурно формують басейнову ЛТС не всі водотоки, а лише ті, що мають фіксоване в просторі положення, яке, своєю чергою, визначається глибиною врізу ерозійної форми. З цієї точки зору ерозійні борозни, в яких безпосередньо концентрується площинний стік і які існують короткий час (до чергової обробки ґрунту), не можна вважати структуро-формувальними. За цей період вони не встигають сформувати ЛТС хоричного рівня, і лише при їх переході до наступної фази розвитку ерозійної форми вимоїни формуються невеликі елементарні водозбори. Таким чином, водотоками, що визначають басейнову ЛТС, є річки, сухоріччя, балки, лоцини та яри. Важливими елементами гідрографічної сітки є точки злиття двох водотоків. Тут відбувається

стрибкоподібна зміна руху потоку й розвитку руслового процесу, хімічного складу води тощо.

Територіальні одиниці та їх типи. Територіальними одиницями басейнової ЛТС є басейни, порядок яких визначає чітку ієрархічну організацію структури в цілому. На рисунку 4.1 представлено гідрографічну сітку басейну річки.

Ієрархічність проявляється не тільки в територіальному підпорядкуванні (включенні) басейну меншого порядку до басейну більшого порядку, але й у залежності особливостей руслових та схилових процесів у басейні порядку k від змін базису ерозії в басейні $k+1$. Тобто є підстави зважати на наявність елементів управління басейнів вищих порядків басейнами нижчих порядків. Зрештою, це управління не наскрізне: вплив змін базису ерозії в річці високого порядку істотний лише для її нижніх приток. У басейнах 1 - 3-го

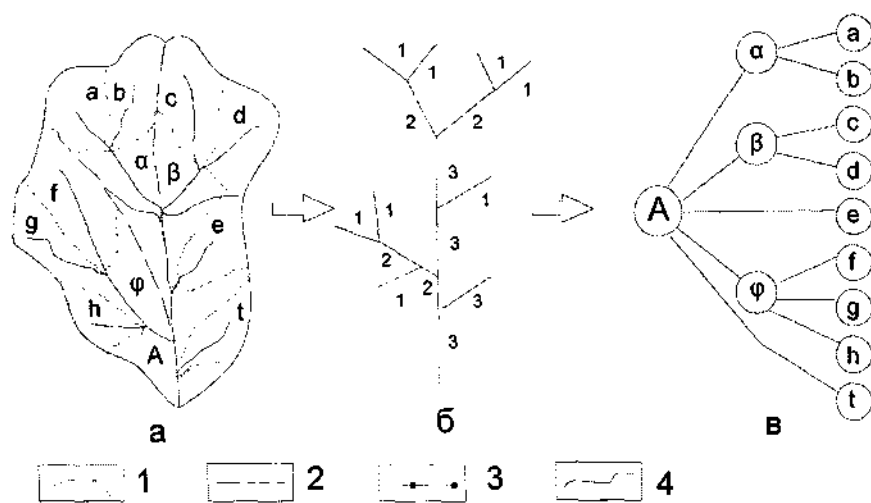


Рис. 4.1. Гідрографічна сітка та басейни (а), її графік (б) з визначенням порядку водотоку за Хортоном – Стралером (цифри) та граф басейнової ЛТС (в). Літерами позначені басейнові ЛТС різних порядків: 1, 2, 3 – границі басейнів: 1 – 1-го порядку; 2 – 2-го порядку; 3 – 3-го порядку.

порядків її верхніх ланок цей імпульс згасає, і тут немає суттєвої трансформації стоку та інтенсивності схилових процесів. Дослідивши річкові системи Далекого Сходу Росії, М. С. Карасьов та Г. І. Худяков з'ясували, що базис денудації впливає лише на нижню частину басейну, а вища є автономною щодо нього. Межа між цими частинами басейну проходить по його найширшому поперечнику. Порядок басейну - його формальна, але дуже важлива характеристика, що визначає деякі загальні властивості басейнової ЛТС. Наприклад, у басейнах невисоких порядків (1 - 3-го) на величину стоку впливають морфометричні показники басейну, його залісненість, ґрунтовий покрив, сума опадів тощо. Чим більший порядок басейну, тим ця залежність слабша, що є наслідком нівелювання топічних ландшафтних особливостей у басейнах високих порядків. Аналогічний зв'язок гідрохімічних показників річок із ландшафтно-геохімічними характеристиками їх басейнів. Лише за даними гідрохімічних створів на річках 1 - 3-го порядків можна судити про екологічний стан підпорядкованих ними басейнів. Басейни 3-го та 4-го порядків якісно відрізняються між собою. Визначальними факторами формування басейнів 1 - 3-го порядків є місцеві (хоричні) особливості ландшафту, а стік та структура басейнів 4-го і вищих порядків залежать від тектонічних та макрокліматичних факторів регіонального порядку.

Крім поділу басейну на його частини за критерієм порядку, в будь-якому басейні можна виділити три підсистеми: долинну, схилову та вододільну. Першу становлять днища (для неруслових водотоків), русло, заплава та тераси (для руслових); другу - прирічкові схили; у третій виділяють центральну зону (за Р. Хортоном - „пояс відсутності ерозії“) та бокову зону межиріч.

Заплавні геосистеми відзначаються багатьма специфічними рисами. Ф. М. Мільков (1981), наприклад, вказує на висотну диференціацію (низька, середня, висока заплави); поперечну зональність (прируслова, центральна, притерасова частини); часову контрастність (різкі зміни водного,

ландшафтно-геохімічного та інших режимів); значну біологічну продуктивність; активність формо- та видоутворення рослин і тварин.

Надзаплавні тераси в басейновій ЛТС відіграють роль своєрідного гальма (бар'єру) у масоенергообміні між вододільною та долинною підсистемами. Інтенсивні горизонтальні потоки на схилах терас при виході на площадку тераси різко гальмуються, і вздовж тилового шва тераси активно акумулюється матеріал, виклинюються ґрунтові води тощо. До русла цей матеріал не доходить. У свою чергу, і потоки, спрямовані з долини до вододілу (міграції багатьох видів рослин та тварин, вітропотоки), можуть не виходити з тераси, блокуючись її схилом. Через нестабільність тераси може порушуватися стійкість басейнової ЛТС в цілому.

Схилова підсистема відіграє в басейновій ЛТС не меншу роль, ніж її ядро - водотік. Від набору та інтенсивності схилових процесів залежить багато параметрів стоку (об'єм, мутність, хімічний склад річкових вод, їх забрудненість тощо). Важливе біоекологічне значення схилів річкових долин. Внаслідок контрастності едафічних умов геотопів схилів та меншою розораністю останні виступають рефугіумом (притулком) для багатьох видів тварин і рослин. Тут збереглося багато реліктових видів, як, наприклад, у Канівському заповіднику на схилах Дніпра. Схилами річок південні елементи флори просуваються далеко на північ. Експозиційний фактор зумовлює й просування лісів схилами річок у межі степової зони.

Серед *вододільно-рівнинних підсистем* за специфікою їх зв'язку з річковою долиною виділено такі типи (Ф. М. Мільков, 1986): слабо диференційовані вододіли приморських рівнин з майже не вираженими зв'язками з річковою долиною; пласкі межиріччя низовин з послабленими зв'язками з річковою долиною; хвилясті асиметричні підвищені рівнини з чіткими зв'язками з долиною; горбисті рівнини з накладеними льодовиково-акумулятивними формами. Типи, які визначив Ф. М. Мільков, можна доповнити, особливо якщо взяти до уваги гірські басейнові ЛТС.

Ступінь зв'язку водотоку Б ЛТС з її вододільно-рівнинною та схил своєю підсистемами визначає залежність хімічного складу річкової води, ступінь її забрудненості, мутності, величини стоку від ландшафтної структури та екологічного стану басейну. Зв'язок також визначає індикаторне значення гідрохімічних показників річкових вод. Наприклад, при тісному зв'язку вододілів та схилів з водотоком, коли поверхневі води з розчиненими в них речовинами, стікаючи по схилу, досягають русла, показники концентрації різних речовин у річковій воді можуть слугувати індикатором екологічного стану всього басейну. Якщо такого зв'язку немає, показники якості вод будуть радше характеризувати екологічний стан верхніх ланок басейну, або взагалі давати хибне уявлення про екологічну ситуацію в ньому. Наприклад, малий вміст у річковій воді пестицидів може бути результатом того, що забруднювальні речовини, мігруючи вздовж схилу, не досягають русла і акумулюються на терасах, увігнутих частинах схилів, де можуть набагато перевищувати токсичні межі.

Типологія басейнів майже не розглядалася з ландшафтно- екологічних позицій. Лише Ф. М. Мількову належить певний досвід типології, але не річкових долин в цілому, а їх окремих частин (долинно-річкової та вододільно-рівнинної). Насамперед басейни розрізняються за *порядком*, значення якого розглянуто вище. За *типом водотоку*, який утворює басейн, доцільно розрізняти річкові, сухорічні, балкові, яружні, лощинні басейни. Докладніший поділ

Типи басейнових ЛТС за ступенем зв'язку водотоку із
схиловою та рівнинною підсистемами

№ з/п	Тип басейнової ЛТС	Критерії виділення
1.	Басейн фактично незалежного водотоку	Широкі тераси по обидва боки річки, ґрунтового живлення річка в межах басейну не має
2.	Басейн слабкої залежності водотоку	Широкі тераси, що прорізаються окремими балками, вода з яких може досягати русла; частка ґрунтового живлення незначна
3.	Басейн середньої залежності водотоку	Широка заплава, можуть бути вузькі незаболочені тераси, стрімкі та пологі схили. Балки з широким днищем залісненими або залуженими пологими схилами. Лощини із залуженими схилами
4.	Басейн сильної залежності водотоку	Вузька заплава, прямі або увігнуті схили, вузькі вододільні рівнини; U- та коритоподібні балки, яри, лощини з розораними пологими (до 5°) схилами
5.	Басейн повної залежності водотоку	Заплава вузька або її немає, схили прямі або опуклої форми, розорані, вододільні рівнини вузькі і не мають замкнених акумулювальних форм рельєфу, водоохоронних смуг немає; V-подібні балки, яри з вузькою розораною привододільною смугою
6.	Басейн односторонньої залежності	Річкова долина асиметрична, один із її берегів не має тераси

можна застосувати при врахуванні форми долин, серед яких виділяються молоді V-подібні, коритоподібні, зрілі терасові тощо.

За часткою площі вододільно-рівнинної підсистеми в басейні можна виділити вузькоплакорні та широкоплакорні басейнові ЛТС, хоч можливий і детальніший їх поділ. Чим більша в басейновій ЛТС плакорна поверхня, тим менший у ньому поверхневий і більший стік. У вузькоплакорних басейнових ЛТС більша інтенсивність ерозії і горизонтальної геохімічної міграції елементів.

На величину стоку, мутність води, її хімічний склад, крім морфографічних особливостей басейнової ЛТС, впливає рослинність, особливо залісненість. Залісненість басейну зменшує поверхневий стік, поліпшує якість води в річках. Проте цей вплив опосередковується багатьма іншими властивостями басейнової ЛТС, які в басейнах високих порядків можуть бути дуже контрастними. Чітка залежність стоку від залісненості характерна для басейнів 1 - 3-го порядків (коефіцієнт кореляції тут становить 0,6 - 0,8). Із збільшенням порядку басейну ця залежність слабшає і, за дослідженнями М. О. Ржаніцина (1960), в басейнах 6 - 7-го і вищих порядків зникає. За часткою лісовкритої поверхні виділяють високозаліснені (75 -

100% площі вкрито лісом), відносно заліснені (50 - 75%), середньозаліснені (25 - 50%), малозаліснені (5 - 25%), практично безлісні (менш ніж 5 %) басейни.

Роль лісу в регулюванні водності річок. Водоохоронна роль лісу проявляється у його впливі на водні ресурси *безвідносно* до розподілу стоку в часі (на підземний стік, річний об'єм стоку та ін.). Водорегулювальне значення лісу полягає у його впливі на рівномірність стоку, збільшення часу тривання повені, підвищення водності річок в меженний період, в оптимізації підземного живлення.

Значну роль при цьому відіграє рівномірність змін заліснених і відкритих територій. Додержуючи певного співвідношення між ними, можна досягти максимального ефекту, коли басейн річки характеризується середнім рівнем лісистості. Це досягається за рахунок нерівномірності в часі танення снігу в лісі та на відкритих ділянках. Для цього бажано зберігати масиви лісу у верхів'ях річок, що дає можливість розділити повінь на дві частини - спочатку за рахунок надходження талих і дощових вод із полів, розміщених у середній та нижній частинах річки, а потім із верхів'я.

Оптимальний розподіл стоку досягається за умови, якщо загальна лісистість басейну становить близько 50% і лісові масиви рівномірно розміщені на території басейну річки.

Гідрологічна роль лісу значною мірою зумовлена специфікою ґрунтово-геологічних і фізико-географічних умов. Не викликають сумніву позитивні тенденції впливу лісу на ресурси річкового стоку та природні ресурси підземних вод. Наприклад, у Поліській зоні України річний стік річок, басейни яких характеризуються відносно низьким рівнем лісистості, в середньому на 13% нижчий, ніж річний стік річок з високим рівнем лісистості їх басейнів. У степовій зоні ця різниця становить відповідно 3%.

Як вже зазначалося вище, ліси сприяють накопичуванню підземних вод і зменшенню стоку поверхневих. Наприклад, у басейнах річок з високим

рівнем лісистості підземна складова стоку на 15% більша, а поверхневого - на 6% менша.

Позитивною є також роль лісу у запобіганні випаровуванню літніх опадів. Літні повені доповнюють підземне живлення, причому не викликають на рівнинних річках руйнівних повеней та ерозійних процесів у їх басейнах.

Лісова рослинність сприяє збільшенню кількості опадів над лісом на 10 - 14% порівняно з їх кількістю над полем. Впливає на цей процес і склад деревних лісових порід. Природно, що немає безпосереднього впливу механічного складу ґрунтів на кількість опадів, але на суглинкових ґрунтах ростуть переважно ялинові, листяні й широколистяні ліси, а на легких піщаних та супіщаних - соснові й листяні. У хвойних лісах південних районів різних географічних зон відмічено збільшення кількості снігових запасів на 4 - 14%, в мішаних лісах 19 - 30%, в листяних у зоні Полісся - на 27% і в лісостеповій зоні до 80% порівняно зі степовою зоною.

Лісові насадження в басейнах річок виконують дуже важливу водоохоронну та водорегулювальну функцію. Ефективна інфільтрація, яка є основою підземного стоку, посилюється із збільшенням лісистості басейнів річок у всіх природно-кліматичних зонах України в середньому на 21 - 25%, а відповідно і норми підземного живлення у цих річках вищі на 20 - 24%. Значне перевищення величини показників інфільтрації над середніми значеннями спостерігається у Прикарпатті.

На думку фахівців, для забезпечення водорегулювальної функції лісу конче треба довести показник залісненості Полісся як мінімум до 30 - 35%. При збільшенні загальної лісистості до 40% ефективна інфільтрація, що забезпечує підземне живлення річок зростає на 10 - 12%, а підземний стік *ще на 4 — 10%*. Позитивний вплив лісу на підземний стік має дуже важливе значення для збереження та відродження малих річок.

Одним із чинників, що впливає на водний баланс річок, є вік лісу. Залежно від природних умов і характеру лісовідновлення підземний стік з таких територій може відрізнятись в 1,5-3 рази. При цьому показник стоку з

водозаборів, на яких ростуть старіші насадження, більший, ніж із басейнів, у яких відновлено молоді ліси, що займають значну площу.

4.2. Басейн малої річки як екосистема

Науковці по-різному трактують поняття „екосистема". Сам автор терміна А. Тенслі під екосистемою розумів „будь-яку єдність (дуже різного обсягу і рангу), що включає всі організми (біоценоз) на даній ділянці (біотопі), причому вказана єдність взаємодіє з фізичним середовищем таким чином, що потік енергії створює певну трофічну структуру, видову різноманітність і колообіг речовин всередині системи". На думку Ю. Одума, сукупність організмів та навколишнє середовище створюють екосистему тільки тоді, якщо їм притаманні стабільність і внутрішній колообіг речовин. Він ототожнює її з біогеоценозом. Проте таке ототожнення не загальноприйняте, бо під біогеоценозом розуміють певну територію, окреслену межами фітоценозу, як середовище утворювального фактора. Ряд авторів цілком слушно вважає, що екосистема може охоплювати простір будь-яких розмірів - від краплини води до океану за умови, що їм властивий колообіг речовин. Причому мала річка значно більшою мірою залежить від природних та антропогенних процесів, ніж велика. Така тісна залежність від факторів, що мають специфіку в межах лісу, поля або луки, зумовлює цілісність системи, яку утворює річка та її басейн. Ліс, поле і луки в такому разі являють собою її підсистеми, які відособлені лише візуально, структурно, а функціонально найтіснішим чином взаємозалежні.

Структура і функціонування екосистеми басейну малої річки.

Екосистеми басейнів малих річок пройшли дуже довгий шлях еволюції, в результаті якої досягли певної структурно-функціональної стійкості, належного рівня біопродуктивності та узгодженості обміну речовин і енергії між окремими компонентами. Цим забезпечується цілісність екосистеми, її функціональна єдність. Розчленовують екосистему на окремі підсистеми тільки задля зручності її вивчення.

Компоненти екосистем басейнів малих річок (підсистеми лісу, поля, луки, річки) за характером функціонування - це відкриті біологічні системи. Тому обмін речовин та енергії відбувається як між компонентами однієї екосистеми, так і між компонентами сусідніх і навіть віддалених екосистем. Такому обміну сприяють рухливість повітря і води, дифузія, фільтрація через ґрунти і материнські породи, життєдіяльність організмів, господарська діяльність людини.

Підсистема лісу. Рух речовин поза межі лісу відбувається переважно за рахунок рослинного матеріалу, їх кількість становить близько 4 - 5 % маси річних опадів листя. Ця органічна речовина надходить в інші підсистеми, у тому числі в підсистему річки, збільшуючи в ній вміст біогенних елементів.

Після вирубування лісів поряд із порушенням водного балансу екосистеми річкового басейну постають порушення колообігу біогенних елементів. Переривається річний цикл міграції поживних речовин у лісі та суміжних підсистемах. Органічна речовина більшою мірою може розкладатись у теплій та вологій лісовій підстилці. Коренева система відмирає, і вона не здатна в такому разі утримувати і поглинати органічні та мінеральні речовини, які інтенсивно вимиваються в ріку. Рух органічних і мінеральних речовин до інших підсистем, у тому числі й до річки, внаслідок вітрової ерозії значно посилюється у вирубаному лісі.

Швидке заростання площі вирубки і поглинання поживних речовин новою рослинністю зводить до мінімуму їх вимивання й поновлює трофічні ланцюги. Інтенсивність розкладу органічних решток послаблюється, в той час як ступінь перехоплення опадів збільшується. Внаслідок цього кількість розчинених у річковій воді речовин помітно зменшується.

Особливо багато речовин надходить зі схилів. Заліснення схилів перешкоджає вимивання речовин у річку, зменшуючи її замулення та надходження біогенних елементів, органічних речовин тощо.

Підсистема поля. Надходження речовин у підсистему поля здійснюється двома шляхами: з підсистеми лісу і внаслідок господарської

діяльності людини. Винос речовин за межі підсистеми поля відбувається за рахунок вітрової та водної ерозії, а також під час вивезення врожаю з поля. Особливо важливий для підсистеми річки рух органічних речовин разом із поверхневим та підземним стоком. Для ілюстрації можна згадати сфагнові болота в річкових долинах, куди потрапляє стільки азоту та інших біогенів, що можливість збіднення їх запасів виключається на багато років. Особливо інтенсивний перенос речовин характерний для системи зрошеного рільництва.

Підсистема луки. Підсистема луки виконує бар'єрну функцію між річковою та іншими підсистемами екосистеми басейну малої річки, її обмінні процеси з іншими підсистемами значно різноманітніші. Вона виступає як акумулятор біогенних елементів і трансформатор їх сполук, що переміщуються з водозбору до річки. Ритм первинного продукування органічної речовини в ній відображений у структурі рослинного ценозу і є індикатором не умов існування (екотопу), а взаємовідносин між компонентами біоценозу. Від цього ритму залежать функціонування біоценозу і пов'язана з ним трансформація речовин в системі лука - ріка.

Підсистема річки. Найбільш складною, багатогранною і уразливою підсистемою є власне річка, її складність зумовлена багатоконпонентністю та ярусністю розподілу біоти: зона повітряно-водних, занурених та рослин із листям, що плаває. Крім того, в підсистемі функціонують планктон, бентос, перифітон. Багатогранна взаємодія між берегом, водним середовищем та мулистими відкладами значно ускладнює колообіг речовин та енергії у межах підсистеми. Уразливість її обумовлена тим, що у вузькому просторі, зайнятому руслом річки, концентрується поверхневий стік водозбірної площі. Підсистема річки є інтегральним показником кількості та якості стоку в даному басейні. За її станом можна судити про функціональну активність інших підсистем і характер людської діяльності в басейні річки.

Обмін речовин і енергії в річці тісно пов'язаний з іншими підсистемами, внаслідок чого створюється цілісна екосистема басейну. Разом

з тим, у річці є свій специфічний обмін речовин, зі своїм набором та співвідношенням гідробіонтів, своїм трофічним ланцюгом, трофічними рівнями та пов'язаними з ними процесами самоочищення води.

4.3. Формування річкового стоку в сучасних умовах

Сучасний стан річкових екосистем визначається питомою вагою поверхневого стоку у витратах річкової води. Враховуючи значну освоєність поверхні водозбору - розораність, урбанізованість, розвиток інфраструктури, видобуток корисних копалин відкритим способом тощо, можна стверджувати, що цей стан визначається рівнем антропогенного навантаження (А), рівнем природного буферного захисту - природної ємності (E_0), а також рівнем самоочисної здатності водотоку (Р), тобто $S_e = f(A, E_0, P)$.

Основні гідрологічні параметри річкової екосистеми - це швидкість (V) та витрата води (Q), рівень водного дзеркала (h), циклічність фаз гідрологічного режиму (п), а також часові характеристики (Т). Максимальні та мінімальні значення цих параметрів і обумовлюють межі функціонування екосистеми водного середовища.

Швидкість води у річці визначає інтенсивність окислювальних процесів, насичення розчиненим киснем, видовий склад біоти та її біопродуктивність, інтенсивність водообміну. Зменшення швидкості води призводить до явищ стагнації, старіння системи, зміни складу біоти на всіх рівнях - від мікрowodоростей до макрофітів, до деградації, випадання з трофічного ланцюга реофільних риб, чутливих до насичення води розчиненим киснем. Швидкість води тісно пов'язана з рельєфом і механічним складом руслоформувань та підстилкових порід.

Встановлено три принципи існування річки, пов'язаних із швидкістю води:

- швидкість потоку має забезпечувати винесення з основного русла матеріалів, що потрапляють до нього внаслідок обвалів і зсувів, а також поглиблення русла та його очищення від залишків вищої водної рослинності та осаду;

- поверхня водозбору має забезпечувати, при наявних рівнях ухилу поверхні, достатню водність та глибину русла і, відповідно, швидкість течії, що відповідає першій вимозі;

- добуток гідравлічного нахилу в середній та нижній течії на коефіцієнт звивистості має бути меншим за значення середнього нахилу місцевості.

Господарська діяльність (влаштування гребель, шлюзів, спрямлених русел, розсіювачів, змив твердого стоку з поверхні водозбору, вирубування лісів) спричинює посилення руслових явищ, мандрування русел або явищ стагнації та заболочування, призводить до порушення умов руслоутворення. Прикладом може бути розмивання лівого берега річки Горинь нижче від Хмельницької АЕС (створ с. Оженин).

Витрати води - це також визначальний чинник у формуванні екосистеми річки. Від них залежать процеси самоочищення та біопродуктивності, рівень захисту водного середовища від антропогенних навантажень.

У зв'язку з регулюванням річкового стоку та дедалі значнішим водоспоживанням запроваджено поняття «екологічно допустимі витрати води» (ЕДВ). Правильніше було б поняття «екологічно необхідні витрати води» (ЕНВ), що забезпечують збереження та функціонування екосистеми при наявних антропогенних навантаженнях. Це особливо важливо при зарегулюванні стоку та екологічних попусках. У гідрологічному плані ЕНВ - це витрати води, що обумовлюють промивний режим та винесення завислих речовин і донних відкладів у період повноводдя на заплаву чи у гирло (руслоформуєча функція).

В екологічному плані - це витрати, які в системі русло - заплава під час повноводдя забезпечують обмін речовиною та енергією, а в літній період - оптимальні умови функціонування біоти, належні умови процесів самоочищення водного середовища та сполучення русел із заплавами екотопами. Рівневий режим річок тісно пов'язаний із циклічністю фаз гідрологічного режиму, витратами води та температурним режимом. Підняття

рівня дзеркала в повноводдя та вихід річки на заплаву забезпечує розчищення русла, прогрівання води на мілководді, розвиток фіто- та зоопланктону, створює умови для нересту риби, розвитку малька та скочування його в русло.

Циклічність фаз гідрологічного режиму пов'язана з фізіологічними ритмами та життєвими циклами водної біоти в системі річка - заплава. Аналізуючи хід гідрографів протягом року річок різних фізико-географічних регіонів та їх часові характеристики, можна зробити наступні висновки:

- річки Полісся характеризуються підняттям рівня води тривалістю до двох місяців у період весняного повноводдя, що зумовлює належне промивання русел та їх очищення, а затоплені заплави створюють належні умови для нересту риби.

Такі ж самі умови забезпечує літнє підняття рівнів води під час весняно-літніх злив. У цьому плані гідрографічну мережу Полісся належить розглядати як головний риборозплідник аборигенної іхтіофауни чорноморського басейну;

- для річок Лісостепу притаманні високий рівень зарегульованості, що порушує 30-денний цикл підняття рівнів та затоплення заплави; порушення природної промивної системи русел, що призводить до накопичення токсичних компонентів - важких металів, біоцидів, до явищ замору риби, стагнації та самозабруднення. Осушені й розорані заплави у межах водозбору не забезпечують належних умов формування поверхневого стоку;

- річки Степу характеризуються тим, що на незарегульованих ділянках забезпечується весняне підняття рівнів, однак це відбувається за рахунок танення снігу, що нагромаджується на непорушених степових ділянках та в лісосмугах, і характеризується як доволі короткочасне;

- в умовах Криму надходження прісних вод забезпечує функціонування естуарних екосистем та літоралі Чорного моря (умови нересту).

4.4. Формування якості поверхневих вод

4.4.1. Роль атмосферних опадів, вилуговування порід, підземних вод та місцевого стоку у формуванні якості річкових вод

Питома вага атмосферних опадів у формуванні маси розчинених мінеральних речовин у річкових водах визначається як відношення величин середньорічних багаторічних концентрацій тих іонів, які *надходять із атмосферними опадами*, до відповідних величин, сформованих за рахунок усіх генетичних складових.

Мінералізація атмосферної складової розчинених у річкових водах речовин коливається від 29 мг/л у межах Гірського Криму до 59 мг/л в зоні Степу. Для території України в цілому ця величина становить 46 мг/л. Сульфатний натрієво-магнієвий склад води сформовано за рахунок надходження іонів з опадами.

Внесок мінеральної маси, що надходить з опадами, коливається від 3% у степовій зоні до 23% на території Гірського Криму.

На всій території України хімічний склад розчинених у річкових водах мінеральних речовин, що формуються за рахунок вилуговування порід, має яскраво виражений гідрокарбонатний кальцієвий характер.

Вміст мінеральних речовин у річковій воді, що надходять за рахунок цієї складової, змінюється від 85 мг/л - в межах Гірського Криму до 933 мг/л - в межах степової зони.

Внесок вилуговування порід у формування мінералізації річкових вод коливається від 83% в лісостеповій зоні до 54% - у степовій.

Закономірність розподілу іонів, що надходять у річкові води з атмосферними опадами і за рахунок вилуговування порід, а також їх вміст відносно до всієї маси іонів показано в таблиці 4.2.

Внесок підземних вод у формування мінералізації річкових вод коливається від 16% у степовій зоні до 74% у межах Закарпатської рівнини. Найвищі значення цієї величини спостерігаються в гірських районах, особливо в Карпатах (63%), низькі - в рівнинній частині України (26% на

Поліссі, 37% в зоні Лісостепу).

Таблиця 4.2
Формування середньорічного багаторічного складу
розчинених у річкових водах України мінеральних речовин
під впливом різних чинників (в чисельнику – вміст речовин, мг/л; у знаменнику – внесок чинника у
формування складу річкових вод, %)
(за даними Л. М. Горева, А. М. Никанорова, В. І. Пелешенка)

Фізико-географічна зона	Чинник формування	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Σ _i
Полісся	Атмосферні опади	$\frac{3}{5}$	$\frac{4}{50}$	$\frac{5}{56}$	$\frac{9}{5}$	$\frac{21}{100}$	$\frac{4}{40}$	$\frac{46}{17}$
	Вилуговування порід	$\frac{52}{95}$	$\frac{4}{50}$	$\frac{2}{22}$	$\frac{156}{95}$	0	$\frac{4}{40}$	$\frac{218}{81}$
Лісостеп	Атмосферні опади	$\frac{4}{5}$	$\frac{3}{16}$	$\frac{4}{10}$	$\frac{11}{4}$	$\frac{23}{33}$	$\frac{5}{7}$	$\frac{50}{9}$
	Вилуговування порід	$\frac{79}{95}$	$\frac{11}{58}$	$\frac{29}{70}$	$\frac{275}{96}$	$\frac{32}{46}$	$\frac{20}{53}$	$\frac{446}{83}$
Степ	Атмосферні опади	$\frac{5}{3}$	$\frac{4}{6}$	$\frac{5}{2}$	$\frac{10}{3}$	$\frac{28}{5}$	$\frac{7}{2}$	$\frac{59}{3}$
	Вилуговування порід	$\frac{187}{97}$	$\frac{34}{49}$	$\frac{87}{33}$	$\frac{356}{97}$	$\frac{181}{34}$	$\frac{88}{28}$	$\frac{933}{54}$

В межах Закарпаття за рахунок підземних вод формується 93% іонів хлору, до 90% усіх катіонів, а у Поліссі ці величини становлять відповідно 16% і 25%.

Найважливіші кількісні характеристики і закономірності впливу підземних вод на річковий стік представлено в таблиці 4.3.

Результати оцінки хімічного складу поверхнево-схилових, ґрунтово-поверхневих вод свідчать про те, що на рівнинних територіях внесок поверхневого стоку у формування мінералізації річкових вод становить 74% в зоні Полісся, 63% в Лісостеповій зоні. Для гірських районів ця величина знижується до 26 - 42% в Карпатах і до 62% в Криму.

Таблиця 4.3

Середньорічний багаторічний хімічний склад підземних вод, що формують річковий стік на території України (в чисельнику – вміст, мг/л; у знаменнику – внесок у формування складу річкових вод, %)

(за даними Л. М. Горєва, А. М. Никанорова, В. І. Пелешенка)

Фізико-географічні зони	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Σ _i
Полісся	61	12	15	250	11	8	357
	21	29	31	29	10	16	26
Лісостеп	96	20	34	379	45	19	593
	39	35	27	44	22	15	37
Степ	136	52	264	319	299	206	1400
	14	15	20	17	11	13	16

Характеристика середньорічного багаторічного хімічного складу вод місцевого стоку території України та їх внесок у формування складу річкових вод представлена в таблиці 4.4.

Таблиця 4.4

Середньорічний багаторічний хімічний склад вод місцевого стоку (поверхневих вод) на території України (в чисельнику – вміст, мг/л; у знаменнику – внесок у формування складу річкових вод, %) (за даними Л. М. Горєва, А. М. Никанорова, В. І. Пелешенка)

Фізико-географічні зони	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Σ _i
Полісся	54	7	8	144	24	10	247
	79	71	69	71	90	84	74
Лісостеп	75	19	45	240	83	53	515
	61	65	73	56	78	85	63
Степ	206	73	261	378	598	347	1833
	86	85	80	83	89	87	84

4.4.2. Особливості впливу антропогенних факторів на формування хімічного складу річкових вод

Антропогенну складову розчинених у річкових водах мінеральних речовин розраховано шляхом порівняння стоку іонів Mg²⁺, Na⁺, K⁺, SC^{>4}" і Cl⁻ у сучасних природних умовах за відповідною методикою [3] (Л. М. Горєв, В. І. Пелешенко // Методика гидрохимических исследований, 1985).

Іони кальцію і гідрокарбонати, що формуються за рахунок впливу господарської діяльності, випадають в осад, а їх концентрація у воді регулюється станом карбонатно-кальцієвої системи.

В цілому на території України за рахунок антропогенних факторів формується 6087 тис. т, або 10,1 т/км² щорічно. Найменші значення показників антропогенного стоку спостерігаються в межах Полісся (0,4 т/км²), Гірських Карпат (0,7 т/км²); максимальні значення - в річкових водах Степу (28,4 т/км²). Абсолютний мінімум - на півночі Житомирського Полісся (0,2 т/км²), максимум - у північно-східній частині Приазов'я (147 т/км²).

Кількісні характеристики іонного антропогенного стоку в межах окремих фізико-географічних зон України представлено у таблиці 4.5.

Таблиця 4.5

Антропогенний іонний стік із територій окремих фізико-географічних зон України (в чисельнику – тис. т/рік, у знаменнику – т/км²) (за даними Л. М. Горева, В. І. Пелешенка, В. В. Кирничного)

Фізико-географічні зони	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl	Σ _i
Полісся	0,0	0,0	<u>20,9</u> 0,2	0,0	<u>0,9</u> 0,0	<u>20,5</u> 0,2	<u>42,3</u> 0,4
Лісостеп	0,0	<u>95,5</u> 0,4	<u>143</u> 0,7	0,0	<u>283</u> 1,2	<u>32,1</u> 1,4	<u>243</u> 3,7
Степ	0,0	<u>211</u> 1,3	<u>1144</u> 6,4	0,0	<u>2214</u> 12,3	<u>1512</u> 8,4	<u>5081</u> 28,4

В межах України усереднений хімічний склад розчинених у воді мінеральних речовин, що формується за рахунок антропогенних факторів, має характерний хлоридно-сульфатний натрієво-магнієвий склад з мінералізацією 105 мг/л. Є закономірність збільшення мінералізації в південно-східному напрямку - з 4 мг/л в Поліссі до 755 мг/л у зоні Степу. В межах гірських районів вплив антропогенних факторів різко зменшується: до 1 мг/л в Гірських Карпатах, 3 мг/л - в Гірському Криму. Абсолютний мінімум мінералізації антропогенної складової спостерігається на півночі Житомирського Полісся (2 мг/л), а максимум - у річках північно-східної частини Приазов'я (2453 мг/л).

Загалом у річках України за рахунок господарської діяльності формується 21% розчинених мінеральних речовин, в тому числі 58% іонів хлору і 47% іонів натрію.

Питома вага антропогенної складової у формуванні мінеральної частини речовин, розчинених у річкових водах, збільшується з північного заходу до південного сходу (з 2% у Поліссі до 43% у зоні Степу). Найменший внесок антропогенних факторів є в гірських районах (1-8 %). Слід зазначити, що в річках Степу за рахунок господарської діяльності формується 70% іонів хлору, 61% сульфатів і 65% іонів натрію. В річках Північно-Східного Приазов'я ці величини становлять відповідно 74%, 80% і 82%, а сума мінеральних речовин сягає 61%. Найважливіші закономірності розподілу іонів антропогенного походження в річкових водах і їх внесок у формуванні хімічного складу цих вод показано у таблиці 4.6.

4.43 Антропогенна складова іонного стоку

Антропогенна складова розчинених мінеральних речовин обумовлена господарською діяльністю. Збільшення стоку іонів кальцію, карбонатів і гідрокарбонатів за рахунок господарської діяльності лімітується слабкою розчинністю CaCO_3 і карбонатно-кальцієвою рівновагою. Тому така складова формується переважно за рахунок сульфатів, хлоридів, натрію, калію і меншою мірою магнію.

Таблиця 4.6

Середньорічний багаторічний хімічний склад розчинених у річкових водах України мінеральних речовин антропогенного походження (в чисельнику – вміст, мг/л; у знаменнику – внесок у формування складу річкових вод, %)
(за даними Л. М. Горева, В. І. Пелешенка, В. В. Кирничного)

Фізико-географічні зони	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl	Σ
Полісся	0,0	0,0	$\frac{2}{22}$	0,0	0,0	$\frac{2}{20}$	$\frac{4}{2}$
Лісостеп	0,0	$\frac{5}{26}$	$\frac{8}{20}$	0,0	$\frac{15}{21}$	$\frac{17}{40}$	$\frac{45}{8}$
Степ	0,0	$\frac{31}{45}$	$\frac{170}{65}$	0,0	$\frac{329}{61}$	$\frac{225}{70}$	$\frac{755}{43}$

Надійний спосіб оцінити забруднення природних вод значних територій - це виділення антропогенної складової іонного стоку за розрахунковий

проміжок часу. Але таке оцінювання можливе тільки тоді, коли встановлено гідрохімічний фон, що дозволяє розрахувати величину обумовленого лише природними факторами іонного стоку в межах певної території.

Коли встановити природний гідрохімічний фон не представляється можливим, оцінюють відносно забруднення природних вод за розрахунковий проміжок часу. В такому разі вихідні величини іонного стану розраховуються за даними відносного гідрохімічного фону. Порівнюючи величини іонного стоку, розраховані за даними природного або відносного гідрохімічного фону, можна оцінити абсолютну і відносну величини антропогенної складової для Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , СГ. Антропогенну складову стоку кожного з цих іонів пропонується визначити за різницею:

$$R_{i \text{ антр. абс. (відн.)}} = R_i - \alpha R_{i \text{ прир. (відн.)}} \quad (4.1)$$

де $R_{i \text{ антр. абс. (відн.)}}$ — абсолютна або відносна величина антропогенної складової Іонного стоку;

R_i - величина іонного стоку, яка визначається за даними природного або відносного гідрохімічного фону;

α - поправка на різницю у водному стоці за обидва розрахункові періоди (визначається емпіричним способом).

Для поправки α будують графік залежності мінералізації від витрати за даними природного (відносного) гідрохімічного фону. Поправку α визначаються за формулою на підставі даних, взятих із графіка:

$$\alpha = \frac{Q_2 C_2}{Q_1 C_1}, \quad (4.2)$$

де Q_1 - середньорічна витрата за перший розрахунковий період; C_1 - мінералізація, що на

графіку відповідає витраті Q_1 ; Q_2 - середньорічна витрата за другим розрахунковий

період; C_2 - мінералізація, що відповідає витраті Q_2 .

Загальну антропогенну складову іонного стоку малої річки визначають за рівнянням 4.1.

Антропогенна складова іонного стоку ряду малих річок України, охарактеризована згідно з середньорічними величинами за 1971 - 1980 роки, формується іонами SO_4^{2-} , Cl^- , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ . Іони HCO_3^- , Ca^{2+} , за незначним винятком, у її формуванні участі не беруть, оскільки їх концентрацію у воді регулює стан карбонатно-кальцієвої системи, і тому ці іони випадають в осад. Антропогенна складова біогенного стоку малої річки визначається за формулою

$$A = B \left(\frac{Si_{\text{мін. розч.}}}{K} \right), \quad (4.3)$$

де A - антропогенна складова досліджуваного компонента (загального азоту, загального фосфору чи однієї із форм цих елементів);

B - стік компонента;

$Si_{\text{мін. розч.}}$ - стік мінерального розчиненого кремнію;

K - фоновий емпіричний коефіцієнт досліджуваного компонента, в основу розрахунку якого покладено стабільність відношень компонентів Si/N та Si/P в річковому стоці, не забрудненому антропогенними надходженнями [32].

Вплив осушення визначають за статистичне суттєвими кореляційними зв'язками між стоком хімічних компонентів та площами осушуваних земель і шляхом розрахунків антропогенної складової стоку хімічних компонентів за періоди до і після початку на водозаборі осушувальних меліорацій [22].

Визначення за кореляційними зв'язками здійснюють шляхом оцінки зв'язку:

$$R_i = f(F_{\text{ос}}), \quad (4.7)$$

де R_i - стік хімічного компонента, т/рік;

$F_{\text{ос}}$ - площа осушуваних земель на водозаборі, %.

Вважають, що осушувальні меліорації впливають на формування тих хімічних компонентів, для стоку (або концентрації) яких доведено статистичне суттєву (з імовірністю 95%) залежність від площі осушуваних земель.

