

Гідролого-стенобіонтний метод розрахунку санітарних попусків з водосховища

Є. М. Безсонов, Л. Я. Мунтян, Д. О. Крисінська

У практиці користування ресурсами річок, акумульованими у водосховищах, характерною є проблема необґрунтовано великого водозабору на господарсько-побутові потреби у збиток водній екосистемі. Важливим інструментом збалансування цих зв'язків є забезпечення санітарних попусків на основі комплексного аналізу закономірностей функціонування річки. І в розрізі прогресування негативного впливу водосховищ на цілісність екосистем річок недостатньо обґрунтованим слід розглядати вибір індикаторної гідробіоти під час розрахунку санітарних попусків. Вирішення цієї задачі, шляхом заповнення відповідної методичної ніші, дозволило обґрунтувати гідролого-стенобіонтний метод визначення санітарних попусків. В основу розроблених рішень покладено мінімально можливі значення толерантності стенобіонтів водних екосистем до швидкості течії. Відповідні цільові організми представлені п'ятьма групами представників макрзообентосу. Гідрологічні розрахунки, представлені у роботі, ґрунтуються на даних добових витрат води за 80 років та результатах польових досліджень глибини русла у меженний період. На цій основі визначено, що для рівнинних ділянок річок швидкість течії у нижньому б'єфі водосховища має бути не менше 0,2 м/с. Співставлення кривої динаміки швидкості середньомісячного річкового стоку 95 % забезпеченості з мінімальними відповідними вимогами стенобіонтів дозволило визначити найбільш загрозливий для водної екосистеми період року – літню межень. Для водосховища у рівнинній частині річки, на основі розробленого методу, розрахунками обґрунтовано збільшення мінімального об'єму санітарного попуску на 40 % відносно діючого. Також встановлено, що середньорічні та середньосекундні об'єми санітарних попусків мають складати близько 38 % відповідного стоку річки. Отримані результати близькі до тих, які отримані на річках у Китаї, Ірані та США у межах комплексного аналізу гідрологічних, гідравлічних та гідробіологічних параметрів водної екосистеми.

Ключові слова: санітарний попуск, руслове водосховище, швидкість течії, нижній б'єф, вимоги гідробіонтів.

1. Вступ

Рівень води та витрати стоку є одними з найголовніших водогосподарських характеристик річок. Особливо у вододефіцитних регіонах. І, відповідно, чим ці показники стабільніші протягом року, тим краще. У практиці водокористування цю умову реалізують з допомогою водосховищ, часто не враховуючи сезонність водопілля і меженей. Наприклад, деякі спеціалісти гідроенергетичної галузі промисловості оперують думкою (у контексті збільшення об'єму ру-

слового водосховища), що затоплена заплава річки є природним явищем [1]. Проте не зазначається, що це притаманно одному-двом місяцям року, саме під час водопілля. Не враховується природна динаміка вод.

Зарегулювання річок носить глобальний характер і, зазвичай, виконує декілька функцій: енергетичну, іригаційну та водозабезпечуючу. Однак зі спорудженням будь-якого руслового водосховища практично нівелюється визначальний параметр будь-якої гідроекосистеми – неперервність річкового потоку [2]. Тоді як швидкість течії впливає на формування ряду важливих «господарських» показників водної екосистеми: продуктивність, біорізноманіття, якість водних ресурсів [3, 4].

Складність пошуку компромісу у питанні створення водосховищ, для забезпечення господарсько-побутових і промислових потреб у воді, та організації санітарних попусків у нижній б'єф, пояснюється споживацьким підходом до екосистеми річки. Ця проблема характерна для усього світу, спричиняючи деградацію біорізноманіття, фізичних та хімічних показників води, порушуючи сталий потік екосистемних послуг. Створення великого каскаду водосховищ на річці Колорадо, наприклад, посилює дефіцит прісноводних ресурсів у посушливій зоні, а не вирішило відповідну проблему [5].

Одним із обов'язкових компромісів стали санітарні попуски у нижній б'єф руслових водосховищ. Проте їх встановлення нині здійснюється декількома методами. І кожна держава самостійно встановлює регламент відповідних розрахунків.

Методи визначення об'ємів санітарних попусків зорієнтовані або на конкретні параметри річки (гідрологію, гідравліку, біоту, антропогенну ємність та ін.), або на їх поєднання. Але недооціненими залишаються мінімальні функціональні вимоги гідробіонтів до швидкості течії та їх екологічні особливості виживання. Це особливо важливо у розрізі значних ніш в інформації за усіма фундаментальними аспектами водної біології, коли екологічні процеси, які підтримують водні екосистеми, є недостатньо вивченими [6]. Крім цього, загрози для цілісності річок збільшуються за рахунок зростання об'ємів водозабору, порушенням водозбірних басейнів та змінами клімату.

На даний час у світі налічується близько 58 тис. великих і 16 млн. малих водосховищ, у яких затримується 20 % прісного стоку річок [7]. Як наслідок, трансформація водних екосистем униз та уверх за течією має аналогічні, якщо не більші, масштаби. Тому комплексність та обґрунтованість методів визначення санітарних попусків має важливе значення для забезпечення збалансованого водокористування у басейнах річок та мінімізації негативного впливу водосховищ на водні екосистеми.

2. Аналіз літературних даних та постановка проблеми

У практиці водокористування широкого застосування набули декілька методів розрахунку санітарного попуску:

1) гідрологічний (за багаторічною кривою забезпеченості; методом Теннанта (або Монтани) [8, 9]). В основу покладено використання даних спостереження за витратами води в річці протягом певного часу та методів статистичного аналізу [6];

2) гідравлічний (наприклад, за змоченим периметром русла);

3) моделювання фізичного середовища існування (Physical Habitat Simulation System – PHABSIM) у межах інкрементного (In-stream Flow Incremental Method (IFIM)). Виконується детальний, змодельований аналіз як кількості води, так і придатності фізичного середовища існування річки для цільової біоти [10], якою виступає риба [11];

4) реакція водної екосистеми на її трансформацію (Downstream Response to Imposed Flow Transformations (DRIFT)). У розрахунок беруться фактори гідрології, гідравліки, якість води, геоморфології, гідробіоти [12]. DRIFT є прикладом холістичних (комплексних) методів (Environmental Flow Management Plan Method, Building Block Methodology та ін.), які направлені на задоволення потреб у воді усієї річкової екосистеми [6].

За висновками [13], відносно швидкі гідрологічні та гідравлічні методи на практиці виявляються найбільш неточними. А способи, які враховують реакцію біоти, потребують 1–5 років для отримання достовірних результатів.

Існують і протилежні думки. Відповідно до висновків [14], гідравлічне та гідрологічне моделювання забезпечують найбільш комплексний підхід для прогнозування повені та межені. Але у цьому випадку, коли пріоритетним є ресурсний погляд на річку, неможливо прогнозувати продуктивність водної екосистеми та її рекреаційний стан.

У випадку з PHABSIM, існують думки [15, 16] щодо складності практичного застосування цього методу для встановлення режиму стоку річки з метою реалізації екологічних цілей у басейні.

Тому поширення у практиці обґрунтування розміру санітарних попусків набули холістичні методи. Практичний зміст їх застосування полягає у визначенні режиму стоку річки, який підтримує існування усіх видів, а не лише одного чи декількох [6], переважно риб. Крім цього, водний режим потрібно максимально наблизити до природного.

Спільна слабо досліджена риса гідролого-біотичних методів (IFIM та групи холістичних) у тому, що вони, встановлюючи цільові (індикаторні) види гіробионтів, не беруть до уваги особливості їх екологічних стратегій виживання. Зокрема, чутливість еврибіонтів та стенобіонтів до гідродинамічних змін у річці, а саме – діапазон допустимості цих змін. З точки зору екосистемного підходу, це дозволяє припустити наявність похибки у відомих гідролого-біотичних методах розрахунку санітарного попуску.

Відповідно до [17], нераціональне та науково необґрунтоване використання водних ресурсів в басейнах річок спричиняє їх деградацію, знижує рівень підземних вод та погіршує гідробіологічні показники. Так, застосування морфологічних та екологічних методів (на основі іхтіофауни) розрахунку санітарного попуску дозволило встановити, що у період межені на всій річці Ляо відношення екологічного потоку (попуску) до середньорічного природного стоку становить 5–13 % та 19–37 % відповідно. Очевидно, що використання особливостей екологічного функціонування біоти річки для обґрунтування розмірів санітарного попуску більш «водне» за суто абіотичні параметри. Незважаючи на комплексний підхід, аналіз методики цього дослідження дозволяє стверджу-

вати про приблизну точність отриманих результатів. Це пов'язано з відсутністю критеріїв «синтетичного аналізу». Зокрема, потребує додаткового обґрунтування процедура співставлення кривих водності та змоченості русла, шляхом «ручного» визначення точок зміни їх функції.

У роботі [18], у розрізі обґрунтування санітарних попусків з водосховища Guanting на річці Yongding (Китай), швидкість нересту риби було визначено як пріоритетну екологічну ціль під час водокористування. Особливо актуально це в найбільш критичний період у регіоні, коли багато води забирається господарським комплексом для зрошення. Відповідно до отриманих результатів, мінімальний, середній та ідеальний показник середньорічного санітарного стоку для річки Yongding є $1,56 \cdot 10^8 \text{ м}^3$, $5,97 \cdot 10^8 \text{ м}^3$ та $11,02 \cdot 10^8 \text{ м}^3$. Це приблизно 7,19 %, 27,51 % та 50,78 % природного річкового стоку відповідно. При цьому, у періоди повені (серпень) та біологічного розмноження навесні (квітень–червень) на річці Yongding, потреби господарського комплексу мають бути в межах 20 % від об'єму стоку.

У роботі [19] зроблено спробу поєднати біосферний закон толерантності, властивості адаптації гідробіонтів та закономірності гідрологічного режиму річки Вей для розрахунку санітарного попуску. Зокрема, метод Теннанта вдосконалено шляхом використання частотності стоку у кожному місяці, а не середньорічного значення витрат води. Однак висновок автора суперечливий у тому, що регулювати треба і максимальні витрати (стримувати річку), а не тільки санітарні (часто, мінімально необхідні) попуски. Але тим самим нівелюється екосистемна властивість річки самоочищатися паводковими водами.

Власне, діапазон максимальних значень місячної кривої ймовірності потоку у інших роботах [20] також розглядається як оптимальний екологічний потік для даного місяця, що принципово вірно відповідно до біосферного закону оптимуму.

Потребує уваги той факт, що багато дослідників, працюючи з гідрологічними методами, не враховують фактор випаровування води з річки у водосховищі, який впливає на усереднені секундні витрати води. Тобто у точці затримки стоку водосховищем відбувається не тільки акумуляція води, але і її втрата у вигляді пари. Це, у свою чергу, викликає зменшення середньорічних витрат води з річки, у той час коли набір інших факторів може залишатися незмінним. У цьому контексті, у [20] зроблено висновок про те, що фактор зарегулювання є більш впливовим на водність річки, ніж зміни клімату.

Заслуговують на увагу результати визначення розміру екологічних попусків з багатьох руслових гребель в Ірані, на річці Заб. На основі використання гідрологічних, гідравлічних і гідробіологічних методів (індикаторна група – риби) було встановлено, що для збереження екосистеми річки у верхній, середній та нижній течії потрібно забезпечити 35 %, 17 % та 18 % середньорічного стоку відповідно [21].

У водогосподарській практиці також застосовуються програми або сайтикалькулятори санітарних попусків. Однак ці інструменти або дуже прості [22] (враховується лише показники перерізу русла, швидкості течії та витрат води), або результат розрахунку ґрунтується на експертній думці [23].

У цілому, аналіз практики визначення санітарних попусків показав, що питання обґрунтування цільової біоти та її вимог до швидкості течії у річці є недостатньо вирішеним.

Відповідно до [17], для більшості видів риб оптимальна швидкість течії річки у період нересту складає 0,3–0,4 м/с, і має бути не менше 0,15 м/с [24] для забезпечення мінімальної активності протягом життя (табл. 1).

Таблиця 1

Швидкості течії, що приймаються під час проектування рибопропускних споруд [9]

Види риб	Порогова	Стимулююча	Змиваюча
Осетрові: дорослі риби	0,15...0,2	0,6...0,9	0,9...1,2
молодь	–	–	0,15...0,2
Лососеві: дорослі риби	0,2...0,25	0,8...1,0	1,1...1,6
молодь	–	–	0,25...0,35
Частикові: дорослі риби	0,15...0,2	0,5...0,7	0,9...1,2
молодь	–	–	0,15...0,25

Однак суттєвим недоліком рибоходів слід вважати те, що ці гідротехнічні споруди побудовані у вигляді сходинок. Така форма і динаміка водного потоку під силу лососевим, однак інші види риб не можуть їх подолати [25], не говорячи про інших гідробіонтів. З огляду на це, припускаємо, що недостатнє опрацювання даної методичної ніші у відомих гідролого-біотичних методах визначення санітарних попусків закладає похибку у відповідних результати розрахунку.

Фундаментальна властивість річки «текучість» є визначальною у формуванні екосистеми. І гідролого-біотичні методи визначення об'єму санітарних попусків наголошують на важливості врахування швидкості течії річки [6]: чи як фактору формування середовища для гідробіоти, чи як інструменту оцінки комплексних змін у водній екосистемі. Однак недостатньо врахованими залишаються вимоги гідробіоти до мінімальних чисельних показників швидкості течії у нижньому б'єфі водосховищ та обґрунтування вибору відповідних цільових організмів.

Оскільки першими на зміни в екосистемі реагують найбільш чутливі її мешканці [26, 27], важливо встановити рівень цієї чутливості і, власне, екологічні вимоги стенобіонтів до швидкості течії.

Цільовою групою організмів обрано представників макрозообентосу: веснянки (*Plecoptera*), одноденки (*Ephemeroptera*), волохокрильці (*Trichoptera*), віслокрилки (*Megaloptera*), бокоплави (*Amphipoda*).

Так, гідравлічні вимоги макрозообентосу визнано корисними інструментами для управління водними екосистемами та оцінки їх цілісності в умовах динамічності потоків води, що притаманно зарегульованому руслу річки [28, 29].

У США, наприклад, у 50-ти штатах використовують водних макробезхребетних для оцінювання біологічного здоров'я струмків та річок [29].

Відповідні дослідження у річках США дозволили встановити [30], що чим нижча швидкість течії річки, тим меншою є відстань переміщення (дрейфу, міграції) одноденок. Цей висновок має надзвичайно важливе природоохоронне значення у контексті обґрунтування можливості організації водозаборів і господарсько-побутових скидів на рівнинних річках. У таких умовах, якщо не брати до уваги швидкість течії річки, ризик загибелі значної ланки харчового ланцюга збільшується через неможливість покинути зону забруднення.

Досвід США також показав [29], що забір води, який перевищує 85 % стоку, у поєднанні з підвищеною температурою води, зменшує видове різноманіття макрзообентосу. При цьому, першими на зміни реагували найбільш чутливі до стресу види, яких змістили більш пристосовані до дефіциту стоку.

Доцільність залучення екологічних стратегій виживання представників макрзообентосу у процесі обґрунтування санітарних попусків пов'язана і з тим, що вони: чутливі до сталості гідролого-гидравлічних умов [28, 29] та наявності забруднюючих речовин у воді [31–33], займають вагоме місце в ланцюзі живлення [34], економічно та практично доступні [35], життєвий цикл передбачає осілий спосіб життя [33, 35], мають широкий ареал розповсюдження [35].

Результати аналізу чутливості окресленої цільової групи організмів до швидкості течії подано у табл. 2.

Таблиця 2
Вимоги стенобіонтів до швидкості течії у річках

Стенобіонти	Швидкість течії
Одноденки (<i>Mayfly/Ephemeroptera</i>)	>0.2 м/с [36, 37, 38]
Веснянки (<i>Stonefly/Plecoptera</i>)	>0.2 м/с [38, 39, 40]
Віслокрилки (<i>Megaloptera</i>)	>0.2 м/с [38]
Волохокрильці (<i>Caddisflies/Trichoptera</i>)	>0.2 м/с [38, 41, 42]
Бокоплави (<i>Amphipoda</i>)	>0.1 м/с [43]

На відміну від даних табл. 2, у роботі [26], наприклад, мінімальною швидкістю течії для більшості представників макрзообентосу (окрім бокоплавів) визначено 0,1 м/с, а середньою (нормальною) – 0,6±0,1 м/с.

Порівнюючи дані, наведені у табл. 1, 2, видно, що мінімальні вимоги макрзообентосу до швидкості течії вищі, ніж у риб. Цей же аспект підтверджує їх стенобіонтність мінімум у діапазоні низьких показників динаміки потоку річки. Тому, з точки зору забезпечення функціональної цілісності водної екосистеми, у процесі обґрунтування розміру санітарних попусків логічно буде спиратися саме на біологічні вимоги та екологічні особливості донних безхребетних.

Вище зазначене дозволяє також стверджувати про існування практичної необхідності інтегрування екологічних характеристик стенобіонтів у процес управління водосховищами.

3. Мета і завдання дослідження

Мета дослідження полягала у розробленні гідролого-стенобіонтного методу визначення санітарних попусків, шляхом врахування функціональних вимог та екологічних особливостей деяких представників макрзообентосу до швидкості течії. Це дасть можливість збільшити екосистемну об'єктивність об'ємів санітарних попусків з водосховищ, що сприятиме збалансованому водокористуванню у верхній та нижній течії річки.

Для досягнення мети було виконано наступні завдання:

– обґрунтувати метод визначення об'єму санітарних попусків, враховуючи гідрологічні та гідробіологічні параметри функціонування водної екосистеми (на прикладі річки Південний Буг);

– оцінити екосистемність сучасних об'ємів санітарних попусків, на основі встановлених функціональних вимог стенобіонтів до швидкості потоку.

4. Матеріали та методи визначення об'єму санітарних попусків

Визначення об'єму санітарного попуску здійснено шляхом синтезу гідрологічного, гідравлічного та біологічного методів.

Забезпеченість річкового стоку річки Південний Буг визначено на основі даних гідрологічного посту Олександрівка за 1936–2016 роки (узято у Центральній геофізичній обсерваторії України) та аналізу відповідних джерел інформації.

Для Олександрівського водосховища регламентовано санітарний попуск на рівні $17 \text{ м}^3/\text{с}$. Однак методики розрахунку і принципів обґрунтування цього значення знайти неможливо, бо «Тимчасові правила експлуатації Олександрівського водосховища при НПР 16,0 м» є конфіденційною інформацією.

Зміст застосування біологічної частини методу полягав у встановленні функціональних потреб та екологічних особливостей гідробіонтів до мінімальної швидкості течії у річці. Отримані в межах цього показники є результатом аналізу відповідних джерел інформації (табл. 2).

Параметри ширини та похилу русла річки, для розрахунку санітарного попуску за гідравлічним методом, отримано з допомогою інструментів програмного забезпечення Google Earth. Глибину Південного Бугу у точці дослідження визначено у польових умовах. Довжину зможеного периметру та площу поперечного перерізу русла вирішено розраховувати на основі геометричного методу, шляхом поєднання фігур трикутника та половини еліпса (рис. 1). Вирішення подібних задач геометричним методом показав свою дієвість у практиці прогнозування кількості та якості водних ресурсів [44].

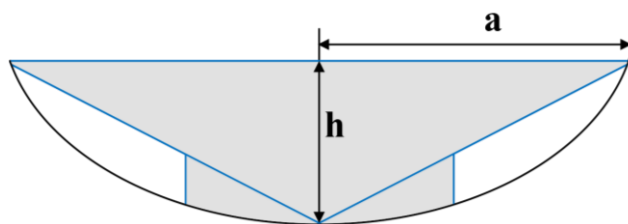


Рис. 1. Схема русла річки

У даному випадку наведену схему слід сприймати як узагальнене схематичне представлення поперечного перерізу русла річки.

Розрахунок гідравлічних параметрів здійснено на основі формули Шезі (1):

$$v = C \cdot \sqrt{R_h \cdot I}, \quad (1)$$

де C – коефіцієнт опору тертя води по довжині русла (коефіцієнт Шезі), що є інтегральною характеристикою сил опору; R_h – гідравлічний радіус, м; I – гідравлічний ухил, м/м.

Визначення гідравлічного радіусу, значення якого, відповідно до [45], для відкритих водотоків не повинно перевищувати їх глибину, здійснено за формулою (2):

$$R_h = \frac{A}{P}, \quad (2)$$

де A – площа поперечного перерізу русла річки, м²; P – змочений периметр, м.

Коефіцієнт Шезі (C) визначено за формулами Павловського Н. Н. (3), (4) (розрахункові значення гідравлічного радіусу R_h у подальшому не перевищили 3 м, що методологічно коректно):

$$C = \frac{1}{n} \cdot R_h^y, \quad (3)$$

$$y = 2,5\sqrt{n} - 0,13 - 0,75\sqrt{R_h}(\sqrt{n} - 1) \text{ при } R_h < 3 - 5 \text{ м}, \quad (4)$$

де n – коефіцієнт шорсткості русла. Відповідно до [45], $n=0,33$ для досліджуваної ділянки русла річки Південний Буг (рис. 2).

Перевірка адекватності отриманих результатів проводилась шляхом їх порівняння з наявними опублікованими даними щодо санітарних попусків у нижній б'єф водосховищ та співставлення з кривою динаміки забезпеченості стоку.



Рис. 2. Схема розташування досліджуваної ділянки русла річки Південний Буг (A: 47°41'39»N 31°15'39»E; B: 47°41'37»N 31°15'36»E)

5. Результати визначення санітарного попуску за гідролого-стенобіонтними показниками річки

5.1. Оцінка екосистемності сучасних об'ємів санітарних попусків

Маючи необхідний об'єм вихідних даних, розраховано площу поперечного перерізу русла річки та змочений периметр.

Півплощу еліпса (S_1) та площу трикутника (S_2) визначено за формулами (5) та (6) відповідно:

$$S_1 = \frac{1}{2} \cdot \pi \cdot a \cdot h, \quad (5)$$

$$S_2 = \frac{1}{2} \cdot AB \cdot h, \quad (6)$$

де a – половина ширини русла (рис. 1) або великий радіус еліпса, $a=47.5$ м; h – глибина (малий радіус), $h=2$ м; AB – ширина річки (рис. 2), $AB=95$ м.

Площа поперечного перерізу русла складатиме півсуму S_1 та S_2 (7):

$$S_{\text{русла}} = 0,5 \cdot (S_1 + S_2). \quad (7)$$

Для застосування формули Шезі останній необхідний компонент, площу змоченого периметру, визначено за формулами (8)–(10).

$$P_{el} = 2 \cdot \pi \cdot \sqrt{\frac{a^2 + h^2}{2}}, \quad (8)$$

$$P_{tr} = d_1 + d_2, \quad (9)$$

$$P_{русла} = \frac{1}{2} \cdot (P_{el} + P_{tr}). \quad (10)$$

У випадку з периметром русла річки за P_{el} , отримане значення у 211,11 м зменшено наполовину.

Для полегшення розрахунків за P_{tr} , проведено спрощення у вигляді $d_1=d_2$, припускаючи, що рельєф прямого відрізка русла річки можна вважати симетричним. При цьому, є усвідомлення того, що центр русла, під дією сил Коріоліса, зміщений від візуального центру. Однак припустимо, що це не суттєво впливає на величину змоченого периметру.

Таким чином, отримавши рівнобедрений трикутник (рис. 3), нескладно визначити змочений периметр (AB – ширина річки).

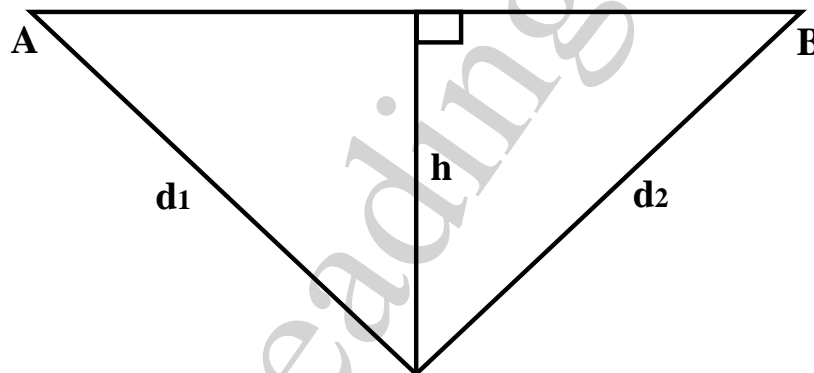


Рис. 3. Схематична форма русла (друга складова)

На основі довідникових даних [45] встановлено, що коефіцієнт Шезі дорівнює 30,0. Тоді як його розрахункове значення (C) трохи відрізняється – 32,145.

За емпіричними розрахунками, ухил річки (I) на досліджуваній ділянці складає 0,57 м/км (між точками 2 і 4) (рис. 4).

За формулою Шезі знаходимо швидкість течії на цій ділянці русла річки – v . Результати усіх розрахунків зведено у табл. 3.

Отриману величину поперечного перерізу русла річки Південний Буг у межах села Олександрівка (122 м^2), співставлено з багаторічними середньодобовими витратами води до початку створення діючого руслового водосховища Олександрівської ГЕС (1936-1983 роки; вибірка у 17 623 значення). Середня багаторічна швидкість течії (v_0) склала 0,77 м/с.

Отримане значення v_0 не набагато відрізняється від розрахункового v (при $C=32,145$) і майже ідентичне – 0,78 м/с – при $C=30,0$, що загалом можна вважати підтвердженням коректності отриманих результатів.

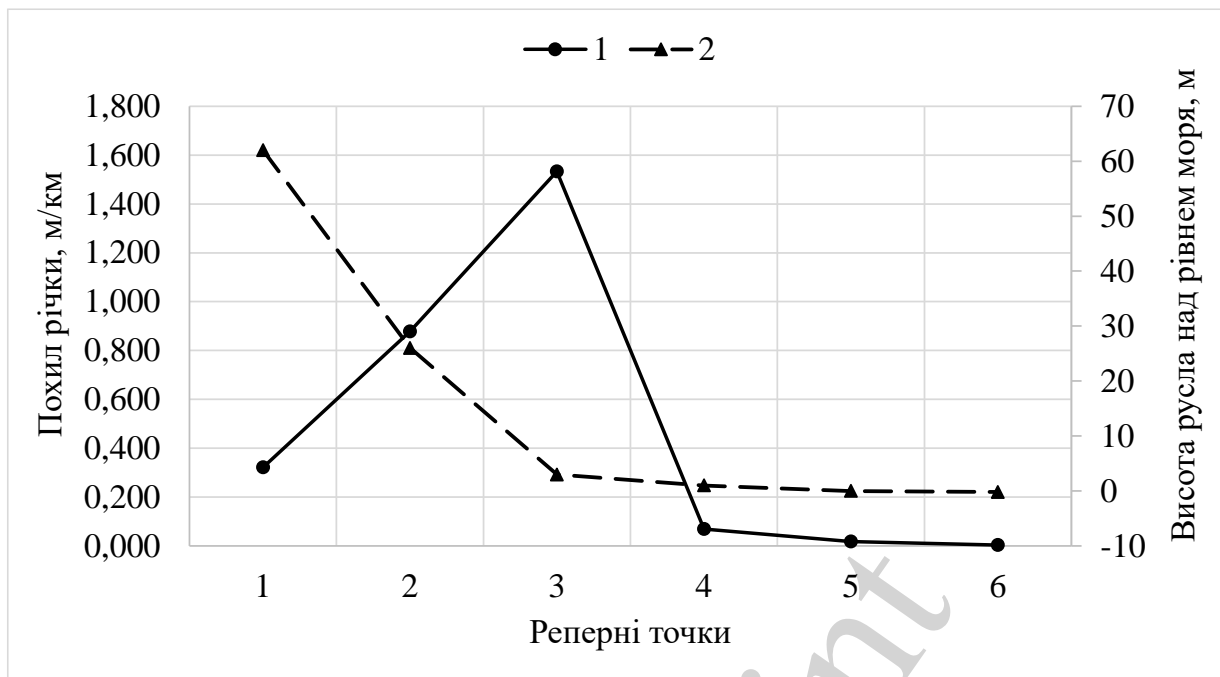


Рис. 4. Динаміка похилу річки Південний Буг (відповідно до табл. 4): 1 – похил; 2 – висота над рівнем моря

Таблиця 3

Результати розрахунків гідрологічних та гідравлічних характеристик русла

Показник	Назва	Результат розрахунку
S_1	Площа еліпса	149,15 м ²
S_2	Площа трикутника	95 м ²
$S_{\text{русла}}$	Площа поперечного перерізу русла	122 м ²
v_0	Середня багаторічна швидкість течії на основі відповідних секундних витрат води	0,77 м/с
P_{el}	Змочений периметр еліпса	105,55 м
P_{tr}	Змочений периметр трикутника	95 м
$P_{\text{русла}}$	Змочений периметр русла	101 м
R_h	Гідравлічний радіус	1,21 м
y	Безрозмірний коефіцієнт формули Шезі (3)	0,31
C	Коефіцієнт Шезі	32,145
I	Похил річки	0,00057 м/м
v	Швидкість течії за формулою Шезі	0,84 м/с

Якщо співвіднести значення чинного санітарного попуску (17 м³/с) із площею поперечного перерізу (122 м²), швидкість течії буде нижчою за необхідну мінімальну – 0,14 м/с.

Отримане значення навіть не задовольняє мінімум, необхідний для лімно-фільних видів риб (табл. 1). Щодо типової для Південного Бугу реофільної та прохідної іхтіофауни – гідрологічні умови взагалі незадовільні. Отримане значення швидкості течії дозволяє оцінити сучасний норматив санітарних попусків як неекосистемний.

5. 2. Визначення екологічного санітарного попуску за гідролого-біотичними показниками

Відповідно до [46], санітарний (екологічний) попуск характеризує кількість, час та якість прісноводних потоків, а також рівні, необхідні для підтримання водних екосистем, які, в свою чергу, підтримують людські культури, економіку, стійке існування та добробут.

У деяких документах [47] санітарні попуски з водосховищ пропонується класифікувати на два типи: природні (environmental flow) та екологічні (ecological flow). Перший визначено як режим потоку, необхідний для задоволення соціально-культурних та екологічних потреб, тобто з урахуванням потреб людини. А другий – як потік, необхідний для підтримки функцій екосистеми, від яких залежать корінні види риби та дикої природи.

Враховуючи мінімальні вимоги до швидкості течії з боку стенобіонтів (0,20 м/с) (табл. 2), величина мінімального попуску має бути не менше 24 м³/с.

Якщо оперувати швидкістю течії у 0,29 м/с (отриману за значенням похилу між точками 2–4), то мінімальний санітарний попуск у нижньому б'єфі Олександрівського водосховища дорівнюватиме 35,38 м³/с.

Отримане значення складає 38 % від середнобагаторічного стоку річки (94 м³/с), що співставляється з результатами [17, 18, 21] у частині обґрунтування екологічного об'єму санітарних попусків.

Треба відмітити той факт, чому у дослідженні прийнято $S_{\text{русла}} = \text{const}$ за різних витрат води. Це пов'язано із тим, що солоні води Бузького лиману, за відсутності прісноводного стоку, мають тенденцію підніматися на 100–150 км вверх за течією під дією південних вітрів. Цьому сприяють низькі значення похилу річки з півночі на південь: від 70 мм до 4 мм (табл. 4). Як наслідок, це зумовлює засолення вод, іригаційних систем, зміну видового різноманіття та погіршення санітарно-епідеміологічної обстановки в нижній течії річки Південний Буг загалом [48].

Таблиця 4

Похил річки Південний Буг у нижній течії

Реперні точки	Відповідний населений пункт	Відстань від гирла, км	Висота русла над рівнем моря, м	Похил, м/км
0	Саврань	330	90	
1	Первомайськ	243	62	0,322
2	Південноукраїнськ	202	26	0,878
3	Олександрівка	187	3	1,533
4	Вознесенськ	158	1	0,069
5	Нова Одеса	103	0,01	0,018
6	Миколаїв	49	-0,2	0,004
7	Гирло	0	-2	0,037

Запропонований підхід ($S_{\text{русла}}=\text{const}$) дозволяє розширити географію його застосування. Динамічними факторами можуть бути ширина річки та точкова прив'язка (за даними Google Earth).

Отримані результати щодо невідповідності діючого нормативу у $17 \text{ м}^3/\text{с}$ екосистемним вимогам для санітарних попусків (за швидкістю течії та об'єму), логічно пов'язуються із процесами замулення, погіршення якості води та збіднення видового біорізноманіття, які характерні сьогодні для зарегульованої Олександрівським водосховищем нижньої рівнинної частини річки Південний Буг [49–51].

Відповідно до рис. 5, якщо порівнювати умови до та після зарегулювання русла (1936–1983 рр. та 1984–2016 рр. відповідно), загрози для гідробіоти виглядають мінімальними за умов належних санітарних попусків.

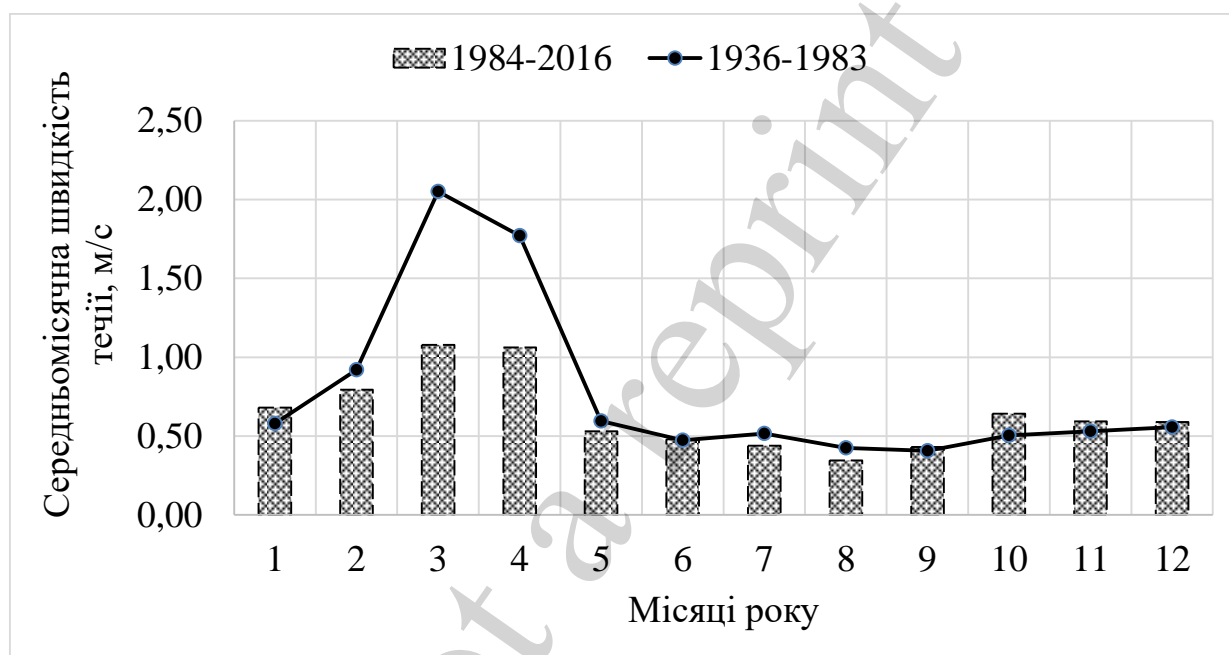


Рис. 5. Динаміка середньомісячних швидкостей річки Південний Буг за середньомісячними витратами води

Однак надзвичайну небезпеку для гідробіоти становить їх відсутність у межений період (за пріоритетизації потреб промисловості) або необґрунтовано низьке нормативне значення. Зокрема, для зимової та літньої межени (рис. 6). Використовуючи розрахунки забезпеченості стоку [50], визначимо приблизні значення швидкості течій протягом року за сучасних умов водокористування.

Відповідно до рис. 6, ризик порушення функціональної цілісності екосистеми на рівні стенобіонтів ($0,20 \text{ м/с}$) у маловодний рік (95 % забезпеченості), характерний для періоду з червня по жовтень: саме у період найбільш продуктивної фази розвитку річки. Для риб аналогічна ситуація (лінія $0,15 \text{ м/с}$). При цьому, шість з останніх десяти років були маловодними.

Враховуючи наведене, в окреслений період року першочерговість у водозабезпеченні повинна відводитись водній екосистемі для забезпечення мінімально необхідних швидкостей течії у нижньому б'єфі.

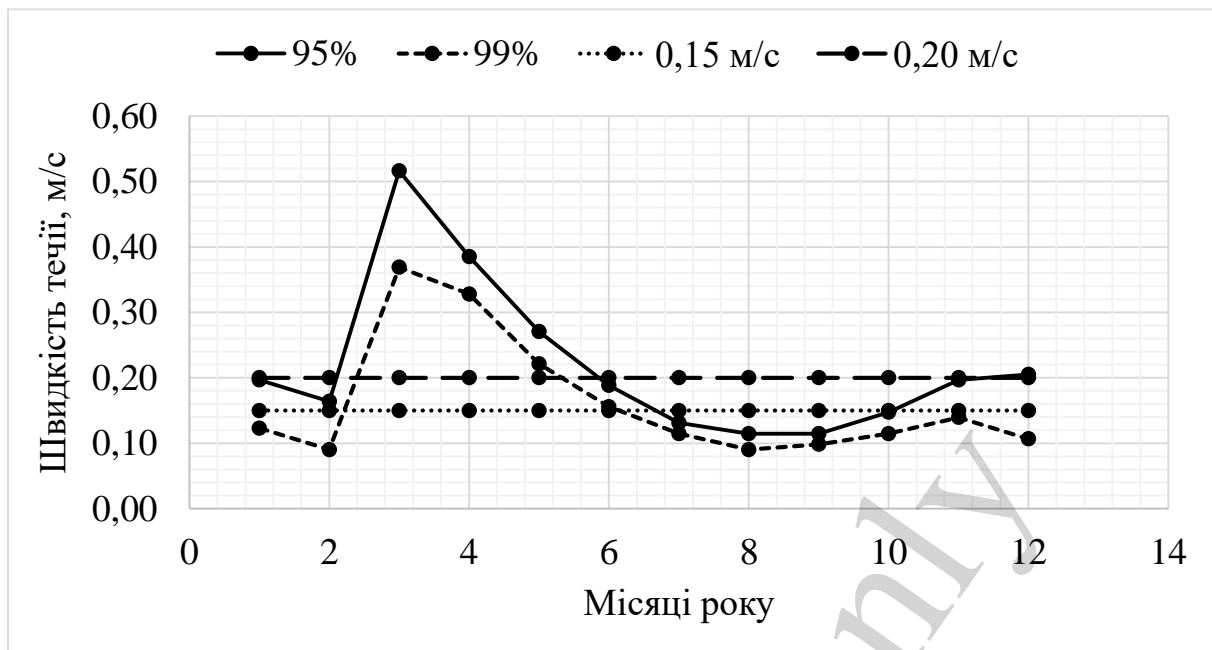


Рис. 6. Середні швидкості течії Південного Бугу за різних рівнів забезпеченості стоку у зарегульованих умовах

6. Обговорення результатів дослідження гідролого-стенобіотного змісту санітарних попусків

Близькі значення розрахованих показників швидкості течії за гідрологічними багаторічними ($v_0=0,77$) та гідравлічними параметрами річки ($v=0,84$ при $C=32,145$ і $v=0,78$ при $C=30,0$) дозволяють підтвердити можливість застосування геометричного методу [44] для визначення площі поперечного перерізу русла річки та довжини зможеного периметру (рис. 1–3). І, як результат – залучати у процес обґрунтування санітарних попусків.

Незважаючи на те, що відповідні методи можуть використовуватися автономно один від одного, що підтверджено міжнародною практикою, вони не здатні забезпечити екосистемне обґрунтування санітарних попусків без урахування гідробіологічної складової. Адже остання значною мірою визначає не тільки мінімальний об'єм скидів з водосховищ, але й параметри швидкості води у руслі річки. Лінійна динаміка потоку набуває навіть більшого значення, оскільки попереджає, за рахунок створення певного рівня турбулентності, рівномірний прогрів усієї товщі води у річці і її дезоксигенізації.

Співставлення кривих забезпеченості гідрологічного стоку та мінімальних функціональних вимог гідробіоти (представників макрозообентосу та риб) до швидкості течії (рис. 6) дозволяє стверджувати про недостатнє екологічне обґрунтування санітарних попусків у сучасній практиці управління водосховищами. Тоді як проведеними розрахунками показано, що покращити ситуацію можливо шляхом заміни індикаторної біоти: з риб – на деяких представників макрозообентосу, які за фактором екологічних особливостей життєдіяльності є стенобіонтами.

У розрізі проведеного дослідження потребує уваги ще один момент: окрім наявності у руслі об'єму води, який відповідає санітарному попуску, необхідно забезпечувати і мінімальну санітарну динаміку потоку. Окреслена ситуація може бути типовою для рівнинних ділянок річок, які впадають у більш водну річку або море (лиманний тип гирла). Як наслідок, за умови незначного похилу річки, можливе підняття вод уверх за течією: об'єм води сталий, однак течія майже відсутня. Практично нівелюються умови для нормального функціонування гідробіоти відповідно до даних табл. 1, 2. Застосування розробленого методу на інших річках, де відсутній підпір лиманних вод, вважаємо можливим з урахуванням встановлення залежності площі поперечного перерізу русла річки від витрат води.

Потребує окремого ґрунтового дослідження питання об'ємів санітарних попусків в залежності від сезону року і фаз функціонування екосистеми річки, зокрема нересту і водопілля. Адже з допомогою максимальних витрат води відбувається природна чистка русла, а риба отримує «сигнал» про оптимальність умов для спарювання. Враховуючи викладене, у перспективі є необхідність дослідження сезонної зміни індикаторної біоти: наприклад, на реофільні види риби. У випадку з Південним Бугом, наприклад, якщо санітарний попуск обмежити лише 38 % стоку річки у третій та четвертий місяці року (сезон водопілля), швидкість течії у нинішніх зарегульованих умовах (рис. 5) буде нижче стимулюючої (табл. 1) – близько 0,4 м/с. Тоді як цілком задовільними, з гідробіологічної точки зору, можна вважати відповідні значення швидкості потоку у 0,78 м/с для березня та 0,68 м/с для квітня у варіанті з незарегульованим руслом.

Однак для тих регіонів, де спостерігається аридизація клімату, першочергової уваги заслуговує фаза літньої межени на річці, який припадає на період активного збільшення біомаси у водній екосистемі. Адже у період водопілля імовірність забезпечення санітарних швидкостей течії у нижньому б'єфі водосховища можна вважати досить високою.

На відміну від [11, 17, 18, 21], де гідробіологічна складова санітарних попусків оснований на вимогах іхтіофауни до об'єму та швидкості потоку, запропонований метод дозволяє оптимізувати процес управління, у першу чергу, кризовою маловодною ситуацією на річці. Їй відповідає фаза межени: водозабір залишається сталим або ж зростає, коли водність досягає мінімальних значень. Перевагою макрзообентосу, на відміну від риби, окрім вужчої екологічної валентності до швидкості течії, є його менша рухливість. І з погіршенням якості водних ресурсів, за умов відсутності чи необґрунтовано низьких об'ємів санітарних попусків, ця ланка харчового ланцюга може суттєво деградувати у біомасі та різноманітті. Це, зокрема, дозволяє використовувати екологічні особливості і функціональні вимоги донних безхребетних у процесі обґрунтування санітарних попусків з водосховищ.

7. Висновки

1. Запропоновано гідролого-стенобіонтний метод визначення санітарних попусків, шляхом врахування екологічної валентності гідробіонтів до змін у динаміці річкового потоку. Основна індикаторна група організмів – стенобіон-

ти макрзообентосу. На відміну від іхтіофауни, донні безхребетні більш вимогливі до швидкості течії, що дозволило обґрунтувати вагомість встановлення і врахування санітарних швидкостей у нижньому б'єфі водосховищ. Для рівнинних ділянок річок цей показник має бути не менше 0,2 м/с, що є нижньою межею зони толерантності стенобіонтів до цього фактору.

2. Проведені у роботі розрахунки мінімального санітарного попуску для водосховища у рівнинній частині річки, на основі пропонованих рішень, дозволили обґрунтувати збільшення мінімального об'єму санітарного попуску на 40 % відносно діючого. Середньорічні та середньосекундні об'єми санітарних попусків мають складати близько 38 % відповідного стоку річки.

Література

1. Ландау, Ю., Чорноморов, А. (2020). Південний Буг: як поліпшити водозабезпечення Миколаївщини. Урядовий кур'єр. URL: <https://ukurier.gov.ua/uk/articles/pivdennij-bug-yak-polipshiti-vodozabezpechennya-mi/>
2. Панасюк, І. В., Томільцева, А. І., Зуб, Л. М. (2020). Основні підходи щодо підготовки правил експлуатації рівнинних водосховищ малих ГЕС у частині виконання природоохоронних вимог. Гідроенергетика України, 3-4, 52–57. URL: <https://uhe.gov.ua/sites/default/files/2020-12/15.pdf>
3. Rytwinski, T., Taylor, J. J., Bennett, J. R., Smokorowski, K. E., Cooke, S. J. (2017). What are the impacts of flow regime changes on fish productivity in temperate regions? A systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 6 (1). doi: <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0093-z>
4. Zeiringer, B., Seliger, C., Greimel, F., Schmutz, S. (2018). River Hydrology, Flow Alteration, and Environmental Flow. *Riverine Ecosystem Management*, 67–89. doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_4
5. Winton, R. S., Calamita, E., Wehrli, B. (2019). Reviews and syntheses: Dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences*, 16 (8), 1657–1671. doi: <https://doi.org/10.5194/bg-16-1657-2019>
6. Arthington, A. H., Tharme, R. E., Brizga, S. O., Pusey, B.J., Kennard, M. J. (2003). Environmental flow assessment with emphasis on holistic methodologies. *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. Volume II. Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium*. URL: <http://www.fao.org/3/ad526e/ad526e07.htm#bm07>
7. Mulligan, M., van Soesbergen, A., Sáenz, L. (2020). GOODD, a global dataset of more than 38,000 georeferenced dams. *Scientific Data*, 7 (1). doi: <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0362-5>
8. Tennant, D. L. (1976). Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries*, 1 (4), 6–10. doi: [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1976\)001<0006:IFRFFW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1976)001<0006:IFRFFW>2.0.CO;2)
9. Yang, F., Xia, Z., Yu, L., Guo, L. (2012). Calculation and Analysis of the Instream Ecological Flow for the Irtys River. *Procedia Engineering*, 28, 438–441. doi: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.01.747>
10. Stalnaker, C., Lamb, B. L., Henriksen, J., Bovee, K., Bartholow, J. (1995). Instream flow incremental methodology. A primer for IFIM. *Biological*

Report No. 29. National Biological Service, 45. URL: https://books.google.com.ua/books?id=rEyGMq8TJOcC&printsec=frontcover&hl=ru&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false

11. Physical Habitat Simulation (PHABSIM) Software for Windows. U.S. Geological Survey. URL: <https://www.usgs.gov/software/physical-habitat-simulation-phabsim-software-windows>

12. DRIFT. URL: <https://www.drift-eflows.com/about-drift/>

13. Davis, R., Hirji, R. (2003). Water resources and environment technical note C.2. Washington. URL: <https://iwlearn.net/resolveuid/7d6ea185fd753130f6558a39950d746b>

14. Reil, A., Skoulikaris, Ch., Alexandridis, T. K., Roub, R. (2018). Evaluation of riverbed representation methods for one-dimensional flood hydraulics model. *Journal of Flood Risk Management*, 11 (2), 169–179. doi: <https://doi.org/10.1111/jfr3.12304>

15. Экологические попуски (2003). Публикации Тренингового центра МКБК. Выпуск 1. Ташкент. URL: http://www.cawater-info.net/library/rus/01_eco.pdf

16. King, J. M., Tharme, R. E. (1994). Assessment of the Instream Flow Incremental Methodology, and initial development of alternative instream flow methodologies for South Africa. Water Research Commission, Report No. 295/1/94. URL: <http://www.wrc.org.za/wp-content/uploads/mdocs/295-1-941.pdf>

17. Minjian, C., Gaoxu, W., Huali, F., Liqun, W. (2012). The Calculation of River Ecological Flow for the Liao Basin in China. *Procedia Engineering*, 28, 715–722. doi: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.01.796>

18. Sun, T., Yang, Z.-F. (2005). Calculation of environmental flows in river reaches based on ecological objectives. *Huan Jing Ke Xue*, 26 (5), 43–48. URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16366468/>

19. Huang, S., Chang, J., Huang, Q., Wang, Y., Chen, Y. (2014). Calculation of the Instream Ecological Flow of the Wei River Based on Hydrological Variation. *Journal of Applied Mathematics*, 2014, 1–9. doi: <https://doi.org/10.1155/2014/127067>

20. Tan, G., Yi, R., Chang, J., Shu, C., Yin, Z., Han, S. et. al. (2018). A new method for calculating ecological flow: Distribution flow method. *AIP Advances*, 8 (4), 045118. doi: <https://doi.org/10.1063/1.5022048>

21. Abdi, R., Yasi, M. (2015). Evaluation of environmental flow requirements using eco-hydrologic–hydraulic methods in perennial rivers. *Water Science and Technology*, 72 (3), 354–363. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.200>

22. Global Environmental Flow Calculator. URL: http://naturalresources-centralasia.org/assets/files/VALUES/ValuES_Method_Profile_Global_Flow_Calculator_EN.pdf

23. IWMI Environmental Flow Calculators. URL: <https://www.iwmi.cgiar.org/resources/data-and-tools/models-and-software/environmental-flow-calculators/>

24. Васильев, Ю. С., Хрисанов, Н. И. (1991). Экология использования возобновляющихся энергоисточников. Л.: Издательство Ленинградского университета, 343.

25. Jansson, R. (2006). The effect of dams on biodiversity. *Dams under Debate*. Swedish Research Council Formas, 77–84. URL: https://www.researchgate.net/publication/265914243_The_effect_of_dams_on_biodiversity
26. Chunyan, Q., Yong, Z., Haiyan, Y., Beixin, W. (2013). Concordance among different aquatic insect assemblages and the relative role of spatial and environmental variables. *Biodiversity Science*, 21 (3), 326–333. doi: <https://doi.org/10.3724/sp.j.1003.2013.08223>
27. Bezsonov, Y., Andreev, V., Smyrnov, V. (2016). Assessment of safety index for water ecological system. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 6 (10 (84)), 24–34. doi: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2016.86170>
28. Dolédec, S., Lamouroux, N., Fuchs, U., Méricoux, S. (2007). Modelling the hydraulic preferences of benthic macroinvertebrates in small European streams. *Freshwater Biology*, 52 (1), 145–164. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01663.x>
29. Holt, E. A., Miller, S. W. (2010). Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge*, 3 (10), 8. URL: <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310/>
30. Hoover, T. M., Richardson, J. S. (2009). Does water velocity influence optimal escape behaviors in stream insects? *Behavioral Ecology*, 21 (2), 242–249. doi: <https://doi.org/10.1093/beheco/arp182>
31. Vilenica, M., Mičetić Stanković, V., Sartori, M., Kučinić, M., Mihaljević, Z. (2017). Environmental factors affecting mayfly assemblages in tufa-depositing habitats of the Dinaric Karst. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 418, 14. doi: <https://doi.org/10.1051/kmae/2017005>
32. Jacobus, L. M., Macadam, C. R., Sartori, M. (2019). Mayflies (Ephemeroptera) and Their Contributions to Ecosystem Services. *Insects*, 10 (6), 170. doi: <https://doi.org/10.3390/insects10060170>
33. Bouchard, R. W. Jr. (2004). Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest. Water Resources Center, University of Minnesota, 208. URL: <https://dep.wv.gov/WWE/getinvolved/sos/Documents/Benthic/UMW/Ephemeroptera.pdf>
34. Aquatic Benthic Macroinvertebrates As Water Quality Indicators. URL: <https://www.wpwa.org/documents/education/Biological%20sampling.pdf>
35. Бубнов, А. Г. и др.; Гриневич, В. И. (Ред.) (2007). Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды. *Иваново*, 112.
36. Garbe, J., Beevers, L., Pender, G. (2016). The interaction of low flow conditions and spawning brown trout (*Salmo trutta*) habitat availability. *Ecological Engineering*, 88, 53–63. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.011>
37. Life in freshwater stream - Mayfly Nymphs (2014). URL: http://ifieldstudy.net/sns/outstanding_reports/2014/files/team25.pdf
38. Hall, T. J. (1980). Influence of wing dam notching on aquatic macroinvertebrates in Pool 13, upper Mississippi River: the prenotching study. *Wisconsin*, 168. URL: <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA096633.pdf>

39. Marden, J. H., Thomas, M. A. (2003). Rowing locomotion by a stonefly that possesses the ancestral pterygote condition of co-occurring wings and abdominal gills. *Biological Journal of the Linnean Society*, 79 (2), 341–349. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1095-8312.2003.00192.x>
40. Хазеева, Л. А. (2007). Описание личинки веснянки семейства Chloroperlidae, род *Chloroperla* Newman, 1836 из района северных склонов Центрального Кавказа. Проблемы водной энтомологии России и сопредельных стран: Материалы III Всероссийского симпозиума по амфибиотическим и водным насекомым. Воронеж, 356–358. URL: https://www.zin.ru/animalia/coleoptera/pdf/third_all_russia_symposium.pdf
41. Collier, K. (1993). Flow preferences of aquatic invertebrates in the Tongariro River (Part 2 of 5). Wellington. URL: <https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/sr60a.pdf>
42. De Brouwer, J. H. F., Besse-Lototskaya, A. A., ter Braak, C. J. F., Kraak, M. H. S., Verdonschot, P. F. M. (2016). Flow velocity tolerance of lowland stream caddisfly larvae (Trichoptera). *Aquatic Sciences*, 79 (3), 419–425. doi: <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0507-y>
43. Franken, R., Batten, S., Beijer, J., Gardeniers, J., Scheffer, M., Peeters, E. (2006). Effects of interstitial refugia and current velocity on growth of the amphipod *Gammarus pulex* Linnaeus. *Journal of the North American Benthological Society*, 25 (3), 656–663. doi: [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[656:eoirac\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[656:eoirac]2.0.co;2)
44. Han, J., Lee, D., Lee, S., Chung, S.-W., Kim, S., Park, M. et. al. (2019). Evaluation of the Effect of Channel Geometry on Streamflow and Water Quality Modeling and Modification of Channel Geometry Module in SWAT: A Case Study of the Andong Dam Watershed. *Water*, 11 (4), 718. doi: <https://doi.org/10.3390/w11040718>
45. Киселев, П. Г. (Ред.) (1972). Справочник по гидравлическим расчетам. М.: «Энергия», 312.
46. Arthington, A. H., Bhaduri, A., Bunn, S. E., Jackson, S. E., Tharme, R. E., Tickner, D. et. al. (2018). The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018). *Frontiers in Environmental Science*, 6. doi: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00045>
47. Guidelines for Determination of Environmental Flows (e-flows) for Development Projects that Result in Impounding of Water in Streams/ Rivers (2018). Central Environmental Authority. Ministry of Mahaweli Development and Environmental. URL: http://203.115.26.10/2018/EIA_PUB/e-flow.pdf
48. Водогосподарська ситуація в басейні річки Південний Буг у 2017 році. URL: <https://mk-vodres.davr.gov.ua/node/1148>
49. Безсонов, Є. М.; Мальований, М. С. (Ред.) (2020). Еколого-економічні наслідки від руслових водосховищ: вітчизняний та міжнародний досвід. Розділ 1 «Екологічні аспекти збереження біорізноманіття, моніторинг, аудит, системний аналіз та оцінка ризику, відновлювальні джерела енергії». Колективна монографія «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування». Львів, 184–214. doi: <https://doi.org/10.23939/book.ecocongress.2020>

50. Хільчевський, В. К., Чунарьов, О. В., Ромась, М. І. та ін.; Хільчевський, В. К. (Ред.) (2009). Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу. К.: Ніка центр, 184. URL: https://www.researchgate.net/profile/Valentyn_Khilchevskiy/publication/316822383_Water_resources_and_quality_of_river_waters_of_basin_of_South_Bug_Vodni_resursi_ta_akist_rickovih_vod_basejnu_Pivdenного_Bugu/links/591291e2a6fdcc963e7cf258/Water-resources-and-quality-of-river-waters-of-basin-of-South-Bug-Vodni-resursi-ta-akist-rickovih-vod-basejnu-Pivdenного-Bugu.pdf

51. Lyashenko, A., Slepnev, O., Makovsky, V., Sytnyk, Y., Grigorenko, T. (2018). Macrozoobenthos of water objects affected by the South-Ukrainian electric power-producing complex. Fisheries Science of Ukraine, 2, 43–58. doi: <https://doi.org/10.15407/fsu2018.02.043>

For reading only