

---

# ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОЛОГІЧНОГО ТА ЛАНДШАФТНОГО РІЗНОМАНІТТЯ

---

УДК 502/504:911,5

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.4-55.21>

## ЗАЛИШКОВА ЗДАТНІСТЬ ДО ПРИРОДНОЇ САМОРЕГУЛЯЦІЇ УРБОЛАНДШАФТНИХ БАСЕЙНОВИХ ГЕОСИСТЕМ В УМОВАХ МЕГАПОЛІСУ

Ричак Н.Л.<sup>1</sup>, Кізілова Н.М.<sup>1</sup>, Внукова Н.В.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна  
пл. Свободи, 6, 61022, м. Харків

<sup>2</sup>Харківський національний автомобільно-дорожний університет  
вул. Ярослава Мудрого, 25, 61002, м. Харків  
rychak@karazin.ua, n.kizilova@gmail.com, vnukovanv@ukr.net

Наведено детальний огляд сучасної літератури, яка присвячена методам дослідження природної саморегуляції, екологічної безпеки і стійкості ландшафтних геосистем за наявності навантаження через інтенсивне природокористування людиною, а також відповідним кількісним показникам (коефіцієнтам, індексам), які були запропоновані різними авторами та використані для оцінок ландшафтних геосистем у різних країнах. Досліджено залишкову здатність до природної саморегуляції урболандшафтних басейнових геосистем р. Уди, л. Лопань та р. Харків в умовах м. Харкова. Головну увагу було зосереджено на визначенні рівня фазово-антропоїзаційної стійкості урболандшафтних геосистем. Дослідження методологічно побудовано на розрахунку індексів фазово-антропоїзаційної стійкості для кожної із зазначених урболандшафтних геосистем. Основою для розрахунків індексів слугували карти ландшафтів і використання ґрунтів м. Харкова, визначені площі урболандшафтних геосистем, площі (питомі площі) визначених урболандшафтних підсистем міста і визначені площі морфологічних структур. Проведено аналіз басейнових морфологічних і позиційних підсистем та аналіз впливу містобудівно-функціональних підсистем у межах тестових об'єктів. На основі отриманих результатів досліджено здатність геосистем до саморегуляції шляхом визначення індексу  $I_{\text{ФАС}}$  фазово-антропоїзаційної стійкості (ФАС). Встановлено, що найбільшу залишкову здатність до саморегуляції має геосистема р. Лопань ( $I_{\text{ФАС}} \sim 51\%$ ). Урбанізовані геосистеми р. Уди і Харків мають досить слабку здатність до саморегуляції ( $I_{\text{ФАС}} \sim 35\%$  та  $I_{\text{ФАС}} \sim 43\%$ , відповідно). Для поглиблення розуміння ФАС досліджених геосистем були розраховані співвідношення площ (квазі)еконегативних урбанізованих підсистем над (квазі)екопозитивними урбанізованими підсистемами. В цілому, для геосистеми р. Лопань ситуація є найкращою з усіх геосистем, що досліджувались: відзначається домінанта площ (квазі)еконегативних підсистем над (квазі)екопозитивними підсистемами лише у 1,9 разів. Ситуації для урболандшафтних геосистем басейну р. Уди та р. Харків значно гірші. Так, в цілому для геосистеми р. Харків в умовах міста сумарна площа (квазі)еконегативних підсистем перевищує площу (квазі)екопозитивних підсистем у 5,3 рази. Отримані кількісні результати та їх детальний аналіз можуть бути корисними для розробки методів збалансованого екологічного управління урболандшафтними геосистемами. *Ключові слова:* урболандшафтна басейнова геосистема, самовідновлення, ступінь антропоїзації, моделювання стійкості.

**The residual capacity for natural self-regulation of urban-landscape river basin geosystems on a megalopolis territory. Ruchak N., Kizilova N., Vnukova N.**

A detailed review of modern literature on the methods of studying natural self-regulation, ecological safety and stability of landscape geosystems in the presence of anthropogenic load and on the corresponding quantitative indicators (coefficients, indices) that were proposed by various authors and used for the assessment of landscape geosystems in different countries is given. The residual capacity for natural self-regulation of urban-landscape basin geosystems of the Udy River, Lopan River and the Kharkiv River on the territory of Kharkiv megalopolis is studied. The main attention was focused on determining the level of phase-anthropization stability of urban landscape geosystems. The study is methodologically based on the calculation of phase-anthropization stability indices for each of the specified urban-landscape river-basin geosystems. Maps of landscapes and land use on the territory of Kharkiv and around it, defined areas of urban landscape geosystems, areas (specific areas) of defined urban landscape subsystems of the city, and defined areas of morphological structures served as the basis for index calculations. The analysis of the morphological and positional subsystems of the river basins, and the analysis of the influence of urban planning and functional subsystems within the test objects were carried out. Based on the obtained results, the ability of geosystems to self-regulate was investigated by determining the index  $I_{\text{FAS}}$  of phase-anthropization stability (FAS). It was shown that the geosystem of the Lopan River has the greatest residual ability to self-regulate ( $I_{\text{FAS}} \sim 51\%$ ). The urbanized geosystems of the River Udy and River Kharkiv have a rather weak ability to self-regulate ( $I_{\text{FAS}} \sim 35$  and  $I_{\text{FAS}} \sim 43$ , respectively). To deepen the understanding of FAS of the geosystems, the ratio of the areas of (quasi)econegative urbanized subsystems over (quasi)ecopositive urbanized subsystems was calculated. In general, the situation for the geosystem of the Lopan River is the best of all geosystems studied: the dominant area of (quasi) eco-negative subsystems over (quasi) eco-positive subsystems is noted by only 1,9 times. The situations for the urban landscape geosystems of the Udy River and Kharkiv River basins are much worse. Thus, in general, for the Kharkiv river geosystem in the conditions of the megalopolis, the total area of (quasi) eco-negative subsystems exceeds the area of (quasi) eco-positive subsystems by 5.3 times. The obtained quantitative results and their detailed analysis will be useful for the development of methods of balanced ecological management of urban landscape geosystems. *Key words:* urban landscape basin geosystem, self-recovery, degree of anthropization, modeling of sustainability.

**Постановка проблеми.** Для урбанізованих ландшафтів завжди важливим є питання рівня стійкості. Чинники, що сприяють порушенню стійкості, досліджувалися багатьма ученими. Визначалися вагомість кожного з чинників, розраховувалися відповідні коефіцієнти і індекси стійкості. Досліджувалися процеси антропоізації, її наслідки, подекуди її незворотні дії на урбанізовані ландшафти, робили висновки про ступінь антропоізації досліджуваної території і прогнози її подальшого розвитку. Саме ступінь антропоізації впливає на стійкість урболандшафтних річкових басейнових геосистем. І цей показник виступає вирішальним при вивченні викликів екологічної безпеки та при прийнятті управлінських рішень щодо оптимізації стану довкілля в урбосистемах. Проте, цей показник недостатньо вивчений для складних геосистем, до складу яких входять річкові басейни міських ландшафтів. У даній роботі проблема розглядається для басейну річки Уди з притокою Лопань та її притокою Харків, що знаходяться в межах м. Харкова. Тестова ділянка обрана з урахуванням складних ландшафтних умов, промислового і автотранспортного навантаження міста. Проведення аналізу рівня стійкості урболандшафтних басейнових геосистем, опираючись на морфологічну основу та ландшафтну структуру території м. Харкова, дасть повне й більш глибоке розуміння ландшафтно-геохімічних процесів для виявлення особливостей установа рівня стійкості урболандшафтних басейнових геосистем в динаміці.

**Актуальність дослідження.** Визначення особливостей установа рівнів стійкості урболандшафтних басейнових геосистем дає змогу спрямувати управління функціонування соціальною та природоохоронною складовими мегаполісу в умовах відбудови міста та його відновлення після завершення війни, щоб досягти оптимально можливого стану природної складової урболандшафтів. Дослідження залишається вкрай актуальним для систематизації інформації про стан геосистем, проведення рангування порядку значущості порушень їх стійкості та визначення причин погіршення стану, якщо така динаміка спостерігається. Дослідження допоможе у визначенні засобів з поліпшення стану малих урбанізованих басейнових геосистем, опираючись на дані про морфологічну основу геосистем (річище, заплава, схилова, вододільно-рівнинна підсистема) та допоможе визначитись з комбінаторним вибором найбільш доцільних заходів у конкретній безпечній ситуації для досягнення природооптимального стану та найвищого рівня стійкості геосистем.

**Зв'язок авторського доробку із важливими та практичними завданнями.** У липні 2024 року Кабінет міністрів України схвалив Концепцію державної цільової програми комплексного водозабезпечення територій, які зазнали впливу воєнних дій, на період до 2030 року. На її основі буде передано

на розгляд саму Програму. Реалізація Програми планується на території 9 областей, серед яких є Харківська, де протікають досліджувальні нами річки та функціонують урболандшафтні басейнові геосистеми згаданих річок області з різними рівнями стійкості. У схваленій Концепції зазначається, що сьогодні ми не маємо права на повільний рух до самовідновленого «доброго» стану вод [1]. Серед заходів, які передбачає Програма: спорудження систем водозабезпечення, будівництво та реконструкція гідротехнічних споруд, розчищення русел річок. Реалізація Програми буде показовою – наскільки у нашій країні створюється комплексний підхід до питання управління водними ресурсами.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Питання стійкості ландшафтів, у тому числі й урболандшафтів, піднімаються та поступово вирішуються. Фундаментальними є дослідження українських вчених: ландшафтно-екологічні підходи М. Д. Гродзинського [2–4], урболандшафтні – О. Ю. Дмитрука [5]. Отримані висновки згаданих досліджень стали основою та вкрай вагомими при продовженні досліджень у даному напрямку. Запропоновані обґрунтування теоретично-прикладних основ, набір модельних складових і оцінення рівня стану малих урбанізованих басейнових геосистем М. В. Самойленко та ін. [6], а також методики аналізу міри антропоізації ландшафтів [7]. Розроблена робоча шкала міри антропоізації фізико-географічних таксонів України і проведена верифікація отриманих за її допомогою результатів [8]. Розглянуто питання екологічної безпеки у містах при реконструкції та проектуванні транспортної підсистеми в контексті загального забезпечення екологічної безпеки [9].

У урбанізованому середовищі річки та інші водні об'єкти мають значний соціально-економічний та екологічний вплив на ландшафтні геосистеми міст [3, 6, 7, 10]. Параметричне моделювання на основі вимірюваних в динаміці геофізичних, метеорологічних і екологічних показників поширене в оцінці міських ландшафтів з річковими басейнами [4, 6, 11], але протягом останнього десятиліття були запропоновані більш детальні кількісні показники для оцінки екологічної безпеки, самовідновлення, сталого розвитку та стабільності урболандшафтних геосистем [12–14]. Концепція поліфункціональності ландшафту, взаємозв'язку його компонентів і стабільного розвитку екосистеми є одним із головних напрямів ландшафтно-екології [15–17]. Ландшафти охоплюють широкі території, які включають різні типи ґрунтового покриву або землекористування, які є системами з різним ступенем антропогенного впливу. Ландшафтна екологія вивчає динаміку, сучасний стан і можливості покращення взаємозв'язку між просторовою структурою та екологічними процесами на різних масштабах ландшафту. Це міждисциплінарна галузь досліджень, яка об'єднує біофізичні та аналітичні підходи з гуманістичними

та цілісними перспективами природничих і соціальних наук. Як наукова парадигма, ландшафтна екологія характеризується явним акцентом на причинах, процесах та екологічних наслідках просторової неоднорідності в багатьох масштабах [18].

Наявність міждисциплінарних (геофізичних, гідрологічних, екологічних, соціальних, економічних, біологічних, кліматичних) даних є необхідною для будь-яких кількісних оцінок, аналізу та прийняття рішень щодо управління навколишнім середовищем [19]. Геосистеми річкового басейну особливо вразливі до екологічних та антропогенних стресорів, включаючи міське, промислове та сільськогосподарське забруднення, а також глобальні зміни клімату [20–23]. Індекс якості води (Water quality index, WQI) [24], індекс екологічного здоров'я (Ecological Health Index, EHI) [25], індекс біотичної цілісності (Index of Biotic Integrity, IBI) [26], бактеріологічний інтегральний індекс [27] та низка інших були розраховані для оцінки стабільності басейнів різних малих і великих річок в різних країнах. Розрахунки WQI базуються на вимірюванні різних забруднювачів у поверхневих, ґрунтових, технічних та питних водах і обчисленні для загального індексу з певними ваговими коефіцієнтами. Оскільки стандартні нормативи на забруднювачі різні у різних країнах, а також підходи до вибору вагових коефіцієнтів не узгоджені, існують проблеми з порівнянням якості води у різних країнах і регіонах [24].

Розрахунки EHI базуються на середньозважених значеннях індексу стабільності ґрунту (Soil Stability Index, SSI), індексу водного циклу (Water Cycle Index, WCI), індексу циклу поживних речовин (Nutrient Cycle Index, NCI), індексу динаміки рослинного співтовариства (Plant Community Dynamics Index, CDI) і індексу потоку енергії (Energy Flow Index, EFI) [25], що потребує достатньо масштабного моніторингу показників цих складових екосистем даного ландшафту, а також кліматичних і метеорологічних даних з урахуванням впливу антропогенних факторів у динаміці (середні за місяць/рік).

Для розрахунків IBI використовуються детальні дані про чисельність місцевих видів рослин і тварин, що живуть у певних ареалах ландшафту, а також дані про підвищення або зменшення їх численності протягом останніх років [26]. У модифікованому показнику IBI використовуються середньозважені дані про відносні кількості різних бактерій у пробах води і ґрунтів [27].

Кумулятивні комплексний екологічний індекс (Comprehensive Environmental Index, CEI) та комплексний індекс забруднення навколишнього середовища (Comprehensive Environmental Pollution Index CEPI) були запроваджені для більш глобальної оцінки екологічного здоров'я, у тому числі і міських річкових систем [28, 29]. Нещодавно був розроблений і випробуваний індекс екологічної сприйнятливості (Ecological Susceptibility Index, ESI)

для ESI кількісної оцінки рівня деградації та зміни екологічного стану річкових систем, гідрогеоморфичної цілісності та естетичної якості прибережної смуги. Цей показник був використаний для моніторингу екологічного ризику річкових систем на р. Маюракші у Східній Індії [30], Східному Ляо в Китаї [31], р. Ертіс (Казахстан) [32], р. Сіверський Донець в Україні [33]. З використанням вагових коефіцієнтів для урахування різних факторів були проведені комплексні оцінки водозберігаючої функції, вітрозахисної та піскофіксаційної функцій, зони збереження біорізноманіття та комплексний індекс екологічної безпеки.

Індекс нових органічних забруднювачів (Emerging Organic Pollutants, EOP) також важливий для міських річок через швидкий розвиток промисловості та зростання населення з поступовим збільшенням кількості синтетичних хімічних продуктів, які вводяться в наше повсякденне життя [34]. Сьогодні існують понад 40 000 синтетичних органічних сполук, таких як промислові хімікати, антибіотики, біоциди, добрива та засоби особистої гігієни і всі вони розглядаються як потенційні EOP [35]. Індекс EOP теж розраховується як середньозважене концентрацій забруднювачів, де вагові коефіцієнти враховують ступінь токсичності кожного забруднювача.

Для точної оцінки впливу майбутнього розширення міст (Urban Expansion Impact, UEI) на поверхневий стік була запропонована комбінація моделей динаміки сценарію землекористування (Land Use Scenario Dynamics Land Use Scenario Dynamics, LUSD) і кривої збереження ґрунту (Soil Conservation Service-Curve Number, SCS-CN), яка була протестована на басейні Цінхайху-Хуаншуй на Тибетському нагір'ї, Китай [36]. Комбінована модель LUSD – SCS-CN дозволила зменшити абсолютні похибки оцінки з 3,40% і 11,78% до 0,18% і 4,23% порівняно із роздільним застосуванням моделей LUSD і SCS-CN.

Розроблені підходи ландшафтної екології включають оцінку екосистемних потоків, які реалізуються через антропогенні фактори (Ecosystem Services Flow, ESF), які, як правило, зменшуються з відстанню, а їх вплив змінюється в залежності від природних умов, таких як напрямок вітру, потоків поверхневих і підземних вод, стоку води, міських водних потоків (промислові, цивільні, питні тощо), зміни складу і конфігурації ґрунтового покриву в часі [37], а також швидкості зростання і активності руху населення [38]. Процеси ESF значно впливають на здоров'я і добробут людини і стабільність екосистеми. Це дозволяє вирішити задачу оптимізації екологічної компенсації для зниження екологічної небезпеки за різними сценаріями майбутнього розвитку, включаючи антропогенний вплив, та UEI для даної екосистеми [39]. Концепція ESF забезпечує детальні прогнози земельного покриву та використання, включаючи екологічну безпеку [40]

і розробку оптимальної моделі екологічної безпеки для управління розширенням міських земель [41]. Систематичний аналіз (82 тематичні дослідження) [42] основних концепцій, методів вимірювання, розрахунків і застосування ESF, показав, різне розуміння навіть визначення концепції ESF як потоку компонент (опадів, забруднень, ерозії ґрунтів, сільськогосподарської продукції, рослин і травин, та усього, що пов'язано із взаємодією природи і людини) за часом (1), фактичного обсягу використання компонент (2), просторового зв'язку між компонентами у вигляді динамічних мереж (графи або мережеві моделі) з потоками компонент (3), та інших (4). Ця різноманітність визначень (1)–(4) вже призвела до невизначеності і до розробки дуже різних методів вимірювання [42]. Кількісні розрахунки в рамках концепції ESF, яка узагальнена з урахуванням всіх переваг і недоліків підходів (1)–(4), допомагає кількісно оцінити вплив природи на життя людей, зрозуміти взаємозв'язок між попитом і пропозицією, що сприятиме розвитку регіонального планування та політики (наприклад, планування збереження простору, планування інфраструктури, міжрегіональне управління тощо).

Таким чином, наведений огляд сучасної світової літератури за проблемами кількісної оцінки стану урбанізованих ландшафтів, міри їх антропоїзації, здатності до природної саморегуляції та розробки науково обґрунтованих планів відновлення урбанізованих ландшафтів геосистем і їх подальшого розвитку показав, що запропоновані десятки різних індексів, які базуються на даних екологічних, медико-біологічних, метеорологічних, геофізичних, демографічних та інших параметрів. На жаль, до цих пір немає ні єдиних стандартних наборів даних для вимірювань, ні загальноприйнятих показників для порівняння стану ландшафтів і екосистем у різних країнах і регіонах. Можна зазначити, що більшість авторів вважає за необхідне використовувати середньозважені індекси  $I_g = \sum_j (C_{gj} X_j)$ , де  $X_j$  – абсолютна величина (або відносна до норми значення) показника, який вимірюється,  $j=1,2,\dots,n$  – номер показника,  $C_{gj}$  – вагові коефіцієнти, які обираються, виходячи зі ступеню впливу показника на систему/процес, який вивчається.

Ґрунтуючись на досвіді світової спільноти, в даній роботі теж буде використаний аналогічний підхід у дослідженні рівня антропоїзаційної стійкості урбанізованих геосистем в умовах мегаполісу на прикладі басейнової системи м. Харкова. У попередніх статтях авторами були досліджені окремі складові, які слугують основою для продовження досліджень рівня стійкості урбанізованих басейнових геосистем в умовах міста [22, 23, 44, 45], а також розглянуті типи існуючих урбанізованих підсистем у басейнах річок Уди, Лопань і Харків на території м. Харкова та їх площі [23, 46].

Аналіз площі водозбірної басейну р. Уди (яка частково розташована на території урбосистеми

м. Харкова) за допомогою онлайн карт світового землекористання [47, 48] вказує, що 8,5 тис. га зайнято зеленими насадженнями (40,4% загальної площі урбанізованої території водозбору), під забудовою зайнято 7,5 тис. га (36% загальної площі). Дороги з твердим покриттям займають до 0,5 га (2,4% загальної площі). Площі під промисловими та складськими територіями 3,5 га (17%) та 1,5 га – площі без забудови та пустирища (7% від загальної площі). Також визначені межі та площі урбофункціональних підсистем урбанізованої басейнової геосистеми р. Уди та межі і площі морфологічно-позиційних підсистем, запропонований аналіз типів урбофункціональних підсистем у басейні геосистеми р. Уди і проведено оцінення екологічного стану поверхневих вод р. Уди в межах мегаполісу [44–46].

Попередній аналіз урбанізованих басейнових підсистем р. Харків показав, що найбільші площі займають житлова, громадсько-адміністративна, промислова, транспортна і складська компоненти, які слугують головними джерелами забруднення, а природоохоронна та полірекреаційна підсистеми займають лише 11% території басейну. Також, надано оцінку навантаження на поверхневі води р. Харків, що є складовою урбанізованої та потерпають під впливом різних типів басейнових геосистем [45].

Окремо нами були досліджені гідрологічні параметри урбанізованої басейнової геосистеми на території м. Харків, яка включає річки Уди, Лопань, Харків, і Немишлю [46], а також якість повітря [49] і поверхневих вод [50] як компонент ESF, що сприяють розповсюдженню і накопиченню забруднень. За даними радарного сканування була побудована точна геометрична модель профілю місцевості урбанізованої басейнової геосистеми та проведені розрахунки в програмному середовищі OpenGeoSys [51] рівня води, швидкості течії та концентрацій важких металів, сульфатів і нафтопродуктів в водах кожної з річок системи за різними сценаріями змін клімату, рівня промислових викидів та інших факторів.

Розраховані та виміряні дані розміщені в базі даних урбанізованої басейнової геоінформаційної системи м. Харків [52]. Результати дають можливість систематично накопичувати як дані про рівні забруднень річкових вод на урбанізованій території міста, так і показники, що характеризують динаміку накопичення кожного із забруднюючих елементів у придонному ґрунті, рослинах, спроможності екосистеми до самоочищення та інші.

**Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** Зважаючи на ретельну роботу і проведення значної кількості картографічних, геофізичних, польових і лабораторних фізико-хімічних досліджень, можна стверджувати, що набір вихідних даних є достатнім для розрахунків на основі сучасних математичних моделей, які проаналізовані у попередньому розділі, для визначення рівня стійкості урбанізованих басей-

нових геосистем річок в умовах мегаполісу Харкова. Нажаль, ця робота у довоєнні роки не була закінчена. Поставлені питання на сьогоднішньому етапі залишаються актуальним і ще не вирішеним, в умовах додаткових воєнних забруднень регіонів України і необхідності створення належної системи екологічної безпеки. Також, на жаль, комплексна система оцінки якості землекористування на території урболандшафтної геосистеми ще в повній мірі не розроблена.

**Новизна.** На основі аналізу картографічних матеріалів з використанням сучасних онлайн карт та інтерактивних систем [47, 48, 51] для аналізу вимірних показників в динаміці та розрахунків індексів антропоїзаційної стійкості визначено стійкість урболандшафтних басейнових геосистем р. Уди, р. Лопань та р. Харків у межах міста станом на 2023 р. (доступні дані з відкритих джерел).

*Мета дослідження* – визначити стійкість істотно урбанізованих ландшафтів з урахуванням складових урбанізованого гідродовкілля для вдосконалення системи екологічної безпеки.

**Методологічне або загальнонаукове значення.**

**Методологічне значення.** В цьому дослідженні розраховані показники і проаналізована фазово-антропоїзаційна стійкість для вказаних геосистем. Фазово-антропоїзаційну стійкість визначаємо як залишкову здатність окремо взятої урболандшафтно-басейнової геосистеми до природної саморегуляції. Для розрахунку фазово-антропоїзаційної стійкості до уваги брались: територіально-функціональна структура басейнової геосистеми, типи урбофункціональних підсистем, які функціонують у певній підсистемі, природні морфологічно-позиційні підсистеми (вододільно-рівнинні, схилі, заплави) та їх площі.

Для визначення фазово-антропоїзаційної стійкості урболандшафтних басейнових геосистем створено інформаційний базис, до якого входять три басейнові геосистеми річок м. Харкова: Уди, Лопань, Харків (Рис. 1). Здійснено узагальнення зібраних даних та їх аналіз, розглянуто гідрологічні чинники та їх вплив на функціонування геосистем мегаполісу. Розраховано індекс фазово-антропоїзаційної стійкості ( $I_{\text{ФАС}}, \%$ ) [6–8], який оцінює антропоїзаційну стійкість певної геосистеми, що зумовлюється ступенем її антропоїзації та вказує на можливу здатність до відновлення.

У поєднанні з даними про басейнові геосистеми використовуємо ще одну важливу характеристику, яка суттєво доповнює розуміння стійкості геосистеми та розглядає потенційні можливості її відновлення. Це співвідношення сумарних площ – (квазі)екопозитивних (до яких відносять природоохоронну, полірекреаційну та меморіально-культурну урбофункціональні підсистеми) до (квазі)еконегативних (до яких відносять агропромислову, культурно-освітню, громадсько-адміністративну, житлову, транспортну, складську та промислову урбофункціональні підсистеми).

Дослідження є першим важливим кроком для визначення рівня ступеня стійкості урболандшафтних басейнових геосистем в умовах великого міста, для науково обґрунтованого визначення територій для об'єктів цивільного будівництва, об'єктів і територій екомережі, а також відновлення/створення природофункціональних територій.

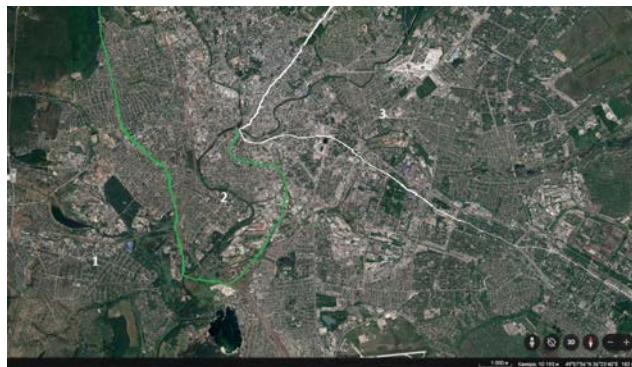


Рис. 1. Басейнові геосистеми річок Уди (1), Лопань (2), Харків (3) на території м. Харкова (з відкритого онлайн ресурсу Google-maps)

**Викладення основного матеріалу.** Стійкість природного об'єкту визначається як його здатність зберігати/відновлювати природну структуру і можливість виконувати свої функції за умовами різноманітних видів еконегативних дій на цей об'єкт [2, 5, 6, 7]. Стійкість урболандшафтної басейнової геосистеми оцінюють за допомогою двох складових: фазової та параметричної [6]. Зміст фазової стійкості визначають, відповідно, три складові: фазово-антропоїзаційна стійкість; фазово-етологічна стійкість, та фазово-загальнофункціональна стійкість.

У наших дослідженнях спочатку зупинимось на кількісному вираженні фазово-антропоїзаційної стійкості. Ця складова загальної фазової стійкості відображає міру «залишкової» на час аналізу здатності ландшафтів до природної саморегуляції. Цей показник кількісно знаходиться в оберненому зв'язку зі ступенем антропоїзації ландшафтів. Фазово-антропоїзаційна стійкість, з огляду на функціональну структуру природокористування у певній геосистемі, початково моделюється за індексом фазово-антропоїзаційної стійкості ( $I_{\text{ФАС},k}, \%$ ), який має вигляд [6]:

$$I_{\text{ФАС},k} = 100 - I_{\text{АНТ},k} = 100 - \sum_{ij=1}^n (r_i \times q_j) \times p_{ij}, \quad (1)$$

де  $I_{\text{АНТ},k}$  – середньовиважений за площами відповідних полів індекс антропоїзації  $k$ -тої модельної геосистеми ( $\%$ );

$r_{i,j}$  – загальна частка площі території урбанізованої басейнової геосистеми у цілому з  $i$ -тим рангом антропогенної перетвореності та  $j$ -тим індексом глибини такої перетвореності (у частках одиниці);

$r_i$  – значення зазначеного  $i$ -того рангу антропогенної перетвореності ( $y$  %), що визначається за домінантною функціональною ознакою (головним видом «урбанізаційного» природокористування), тобто за типом певних урбофункціональних підсистем в межах урбанізованої геосистеми чи її складників;

$q_j$  – значення зазначеного  $j$ -того індексу глибини цієї перетвореності, який відображає «субфункціональні» особливості таких підсистем;

$n$  – кількість комбінацій  $i$ -того рангу та  $j$ -того індексу.

Для проведення розрахунків індексу ми скористалися запропонованими інтервальними та усередненими значеннями для різних типів урбофункціональних систем (Табл. 1). Для остаточного визначення рівня стану урбанізованих басейнових геосистем за ознаками її фазово-антропоізаційної стійкості використовували запропоновані дані (Табл. 2).

Таблиця 1

**Інтервальні та усереднені значення добутку ( $r_i \times q_j$ ) у залежності від типів урбофункціональних підсистем [6]**

Типи урбофункціональних підсистем в межах малих урбанізованих ландшафтних геосистем	Інтервальні та усереднені значення ( $r_i \times q_j$ ), %
1) природоохоронна	(0–10];5
2) полі рекреаційна	(10–20];15
3) меморіально-культурна	(20–30];25
4) агропробудовна	(30–40];35
5) культурно-освітня	(40–50];45
6) громадсько-адміністративна	(50–60]; 55
7) житлова	(60–70];65
8) транспортна	(70–80];75
9) складська	(80–90];85
10) промислова	(90–100];95

Таблиця 2

**Категорійно-класифікаційна схема рівнів стану урбанізованих басейнових геосистем за ознаками її фазово-антропоізаційної стійкості [6]**

Значення Іфас за моделлю, %	Здатність до саморегуляції	Рівень стану за класом
$\geq 90$	вельми сильна (1)	відмінний (I)
[80–90)	сильна (2)	добрий (II)
[70–80)	середня (3)	задовільний (III)
[60–70)	послаблена (4)	
[50–60)	слабка (5)	незадовільний (IV)
[30–50)	вельми слабка (6)	
$< 30$	гранично слабка (7)	поганий (V)

При дослідженні міського середовища необхідно враховувати ландшафтні особливості міста та його ландшафтно-морфологічну структуру, тому наші дослідження проводилися на основі карт місцево-

сті (Рис. 1), ландшафтів м. Харкова у довоєнний час (Рис. 2), і інтерактивних карт землекористування (Рис. 3).



Рис. 2. Ландшафти Харкова у довоєнний час [43]

Межі та площі урбофункціональних і морфологічно-позиційних підсистем в межах басейнових геосистем річок м. Харкова були визначені методом автоматичних облічень числа пікселів відповідного кольору на заданій площі на зображеннях з високою роздільністю і відомими геометричними розмірами пікселя [53].

Площа водозбірної басейну р. Уди, що розташована на території урбосистеми Харкова становить усю територію міста, р. Лопань є лівою притокою р. Уди, а р. Харків є лівою притокою р. Лопань. Якщо не враховувати території, які умовно відмежовуються від водозірної басейну р. Уди, тоді площа урболандшафтної басейнової геосистеми річки складає близько 19 тис. га. Гідрологічні, географічні, екологічні характеристики стану поверхневих вод річки і урболандшафтного басейну геосистеми надані у роботі [44].

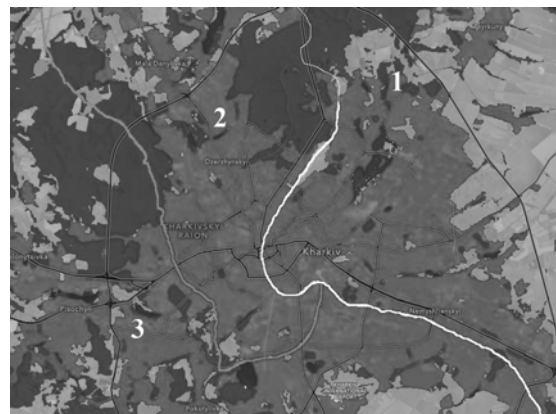


Рис. 3. Інтерактивна карта землекористування на території басейнів річок системи Харків (1), Лопань (2) і Уди (3) м. Харкова станом на 2023 р. [48]

Типи урбофункціональних підсистем в мережі водозбірного басейну річок м. Харкова

Типи урбофункціональних підсистем в ландшафтній геосистемі	р. Лопань (не враховуючи р. Харків)		р. Харків		р. Уди	
	Площа, га	Значення, %	Площа, га	Значення, %	Площа, га	Значення, %
Природоохоронна	115	1	90	1	190	1
Полірекреаційна	3450	30	540	12	1900	10
Меморіально-культурна	345	3	90	2	380	2
Агровиробнича	575	5	540	12	1520	8
Культурно-освітня	575	5	270	6	1330	7
Громадсько-адміністративна	460	4	360	8	950	5
Житлова	3795	33	1575	35	5320	28
Транспортна	805	7	270	6	760	4
Складська	460	4	405	9	950	5
Промислова	920	8	405	9	5700	30

Загальна площа водозбірного басейну р. Лопань становить 200 тис. га; площа в межах міста Харків становить 11,5 тис. га (не враховуючи р. Харків). В межах водозбірного басейну, що знаходиться під впливом урбанізованої території, виділено урбофункціональні підсистеми, розраховані площі та їхні процентні відношення. Площа урболандшафтної басейнової геосистеми р. Харків складає 4,5 тис. га. Детальний аналіз території водозбірного басейну р. Харків у межах мегаполісу, її гідролого-, еколого-географічні характеристики запропоновані у роботі [45]. Розподіли площ урбофункціональних підсистем басейнових геосистем річок Уди, Лопань та Харків наведені у Таблиці 3.

Результати розрахунків вказують, що найбільші площі в усіх трьох досліджених геосистемах – це площі житлової та промислової підсистем, що вказує на значне антропогенне навантаження на ці геосистеми. Проте, для розрахунку індексу фазово-антропоїзаційної стійкості геосистем ще потрібні питомі площі урбофункціональних підсистем. Склад підсистем і розподіл їх питомих площ у порівнянні між собою наведені на Рис. 4.

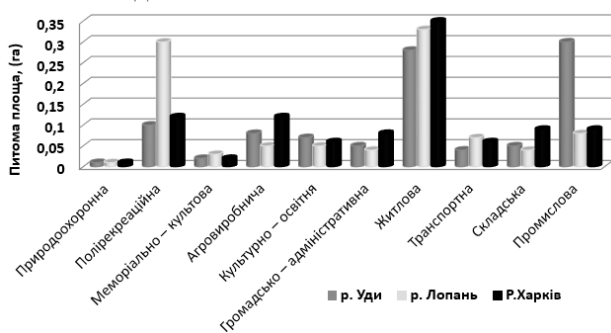


Рис. 4. Зведений розподіл питомих площ урбофункціональних підсистем

Отримані результати з визначення та розрахунків індексу фазово-антропоїзаційної стійкості  $I_{\text{ФАС}}$  за формулою (1), які наведені у Таблиці 4, вказують, що урболандшафтні геосистеми річок Уди та Харків мають дуже низькі залишкові здатності до саморегуляції. Лише геосистема р. Лопань характеризується дещо вищою здатністю до саморегуляції у порівнянні з геосистемами річок Уди та Харків.

Доповненням до визначення залишкової здатності до самовідновлення урболандшафтних басейнових геосистем міста є характеристики сумарних площ (квазі) екопозитивних ( $S_{1-3}$ ) та (квазі)еконегативних ( $S_{4-10}$ ) підсистем і співвідношення цих площ ( $S_{4-10}/S_{1-3}$ ) [6]. Підсистеми використовуються згідно з порядковими номерами, запропонованими у Табл. 1.

Таким чином урболандшафтна геосистема басейну Уд відзначається (Рис. 1–3, Табл. 3):

– у заплаві: домінують полірекреаційні підсистем зі співвідношенням ( $S_{4-10}/S_{1-3}$ ) = 0,6. Ця ситуація вказує на переважання екопозитивних підсистем над еконегативними підсистемами в майже у півтори рази. Це сприймається як високий рівень стану геосистеми заплави Уди за ознаками фазово-антропоїзаційної стійкості;

– у вододільно-рівнинній: домінують полірекреаційні підсистеми, віце-домінують житлову підсистему. Співвідношення (квазі) еконегативних підсистем до (квазі) екопозитивних екосистем складає 1,3. Тобто, (квазі)еконегативні підсистеми переважають за площею;

– у схилівій: переважає за площею житлова і промислова підсистеми зі співвідношенням ( $S_{4-10}/S_{1-3}$ ) = 5. Ця ситуація вказує на значне переважання (квазі)еконегативних підсистем над (квазі) екопозитивними підсистемами майже в 5 разів. Це спричиняє найгірший рівень стану геосистеми з дуже низькою здатністю до саморегуляції.

Таблиця 4

## Оцінки рівня стану геосистем за ознаками їх фазово-антропоізаційної стійкості

Урбанізована геосистема басейну річки	Індекс стійкості ІФАС, %	Здатність до саморегуляції	Рівень стану за класом [6]
Уди	35,3	вельми слабка (5)	незадовільний (IV)
Лопань	50,8	слабка (6)	незадовільний (IV)
Харків	42,9	вельми слабка (5)	незадовільний (IV)

В цілому, для урбанізованої геосистеми басейну Уд (без притоки Лопань) в умовах міста відзначається: домінанта площ (квазі)еконегативних підсистем над (квазі)екопозитивними підсистемами у 6,6 разів.

Оцінювання рівня стану, що відображає фазову стійкість геосистеми Уди, засвідчило, що найвищою залишковою здатністю до саморегуляції володіють вододільно-рівнинна частина морфологічно-позиційної підсистеми річки, а схилова і заплавна підсистеми характеризуються, відповідно, середньою і слабкою здатністю до саморегуляції. В цілому рівень стану геосистеми Уди в умовах міста оцінений як незадовільний із досить слабкою здатністю до саморегуляції.

Територія водозбірного басейну р. Лопань представлена міжрічковими природними територіальними комплексами (ПТК), причому площа межирічкових ПТК становить 5%, а площа долинних ПТК, які представлені місцевостями заплав, становить 83%, борова тераса площею 7% та лесовими терасами із загальною площею 5%) (Рис. 2). Співвідношення площ наступне:

– у заплаві: домінантою є полірекреаційна підсистема зі співвідношенням  $(S_{4-10}/S_{1-3}) = 0,2$ . Це вказує на переважання екопозитивних підсистем над еконегативними підсистемами і сприймається як середній рівень стану геосистеми заплави Лопані за ознаками фазово-антропоізаційної стійкості;

– у вододільно-рівнинній: домінантою є житлова підсистема, причому переважно громадсько-адміністративна і культурно-освітня підсистеми. Співвідношення  $(S_{4-10}/S_{1-3}) = 1,3$ . Тобто, (квазі)еконегативні підсистеми переважають за площею, а клас рівня стану геосистем визначено як задовільного із середньою здатністю до саморегуляції;

– у схилівій: переважає за площею житлова і промислова підсистеми, а співвідношення  $(S_{4-10}/S_{1-3}) = 5$  є достатньо високим. Ця ситуація вказує на значне переважання (квазі)еконегативних підсистем над (квазі)екопозитивними підсистемами (в 5 разів), що спричиняє найгірший рівень стану геосистеми з низькою здатністю до саморегуляції.

В цілому, геосистема р. Лопань в умовах великого міста відзначається домінантою площ (квазі)еконегативних підсистем над (квазі)екопозитивними підсистемами у 1,9 разів. Ї ця ситуація є найкращою з усіх геосистем, що досліджувались нами.

Розглянемо морфологічно-позиційне представлення урболандшафтною геосистеми басейну р. Харків в умовах міста (Рис. 2, 3).

– у заплаві: домінантою є полірекреаційна підсистема. Співвідношення  $(S_{4-10}/S_{1-3}) = 0,4$ . Це вказує на переважання екопозитивних підсистем над еконегативними підсистемами в 2,5 рази. Цьому сприяло недавнє розширення території м. Харкова за рахунок збільшення питомої площі полірекреаційної підсистеми. Це сприймається як високий рівень стану геосистеми заплави;

– у вододільно-рівнинній: домінантою є житлова підсистема. Співвідношення  $(S_{4-10}/S_{1-3}) = 1,3$ . Тобто, (квазі)еконегативні підсистеми переважають за площею (особливо, крім житлової, вирізняються складська, громадсько-адміністративна і культурно-освітня підсистеми), клас рівня стану геосистем визначено як задовільний із середньою здатністю до саморегуляції;

– у схилівій: переважають за площею житлова, агропромислова, промислова підсистеми зі співвідношенням  $(S_{4-10}/S_{1-3}) = 5$ . Ця ситуація вказує на переважання (квазі)еконегативних підсистем над (квазі)екопозитивними підсистемами. Це спричиняє найгірший рівень стану геосистеми та визначається низька здатність до саморегуляції.

В цілому, для геосистеми р. Харків в умовах міста відзначається домінантою площ (квазі)еконегативних підсистем над (квазі)екопозитивними підсистемами у 5,3 рази.

**Головні висновки.** У дослідженні запропоновано для м. Харкова новий підхід до аналізу проблеми зростаючого навантаження антропогенних факторів на ландшафтні територіальні структури і геосистеми через визначення антропоізаційної стійкості урболандшафтних басейнових геосистем річок Уди, Лопань та Харків з урахуванням морфологічно-позиційної стійкості цих геосистем. Насамперед, значний фактичний матеріал, сучасні моделі дослідження довели, що залишкова здатність до природної саморегуляції урболандшафтних басейнових геосистем уможливило та суттєво доповнює розуміння геоecологічної ситуації у місті. При визначенні стійкості викристалізувалась загальна неузгодженість і протиріччя між басейновою (квазі)природною та урбофункціональною структурою міської басейнової структури, що зумовлює негативні для стійкості басейнової геосистеми урболандшафтних структуротворних процесів. Мала площа природоохоронної підсистеми, недостатня площа полірекреаційної підсистеми (особливо у басейнах р. Уди і р. Харків) і значні техногенні перетворення, – все це призводить до слабкої здатності до природної саморегуляції і відновлювання у урболандшафтних басейнових геосистем усіх трьох річок мегаполісу.



**Перспективи використання результатів дослідження.** Результати дослідження доречно використовувати для продовження визначення стійкості та надійності урбанізованих басейнових геосистем мегаполісу, для накопичення однорідної бази даних з визначеними вимірюваними параметрами та індексами, які розраховуються на основі цих датсетів, та для поповнення новими даними цифрових карт урбанізованих геосис-

тем України. Вважаємо, що проведене дослідження є важливим для розробки/уточнення методів збалансованого екологічного управління і покращення стану ландшафтних територіальних геосистем, визначення потенційних ділянок для об'єктів цивільного будівництва у місті з урахуванням отриманих результатів, відновлення природофункціональних територій з врахуванням природних чинників та екологічних обмежень.

### Література

1. Уряд ухвалив рамкову Концепцію державної програми водозабезпечення до 2030 року. *Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів*: веб-сайт. URL: <https://mepr.gov.ua/uryad-uhvalyv-ramkovu-kontseptsiyu-derzhavnoyi-programy-vodozabezpechennya-do-2030-roku> (дата звернення 06.07 2024).
2. Гродзинський М.Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень: монографія. Київ: Лікей, 1995. 251 с.
3. Гродзинський М.Д. Пізнання ландшафту: місце і простір: монографія. Київ: Вид-во КДУ, 2005. 399 с.
4. Гродзинський М.Д. Ландшафтна екологія: підручник. Київ: Знання, 2014. 99 с.
5. Дмитрук О.Ю. Ландшафтно-урбанізаційні системи України: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра геогр. наук: 11.00.01. Київ, 2005. 38 с.
6. Самойленко В.М., Верес К.О. Моделювання урболандшафтних басейнових геосистем: монографія. Київ: Ніка – Центр, 2007. 296 с.
7. Самойленко В.М., Діброва І.О. Антропоізація ландшафтів: підручник. Київ: Ніка-Центр, 2021. 304 с.
8. Самойленко В., Пласкальний В. Робоча шкала міри антропоізації фізико-географічних таксонів України та її верифікаційна реалізація. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Сер. Географія*. 2017. № 1(65)/2(66). С. 54–65.
9. Внукова Н. В. Науково-методологічні основи екологічної безпеки комплексу автомобіль – дорога – середовище: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра техн. наук: 21.06.01. Харків, 2015. 36 с.
10. Francis R.A. Positioning urban rivers within urban ecology. *Urban Ecosystems*. 2012. № 15. P. 285–291.
11. Moura A.C.M. Geodesign in Parametric Modeling of urban landscape. *Cartography and Geographic Information Science*. 2015. № 42(4). P. 323–332.
12. Waldheim Ch. Landscape as Urbanism. *Princeton University Press*. 2022. 256 p.
13. Urban Landscape Ecology: Science, Policy and Practice. R.A. Francis, J.D.A. Millington, M.A. Chadwick (eds.). Taylor & Francis Ltd, 2018. 450 p.
14. Grau D. Urban Environmental Landscape: book-album. Images Publishing Group Pty Ltd, 2015. 256 p.
15. Vilanova C., Ferran J.S., Concepción E.D. Integrating landscape ecology in urban green infrastructure planning: A multi-scale approach for sustainable development. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2024. № 94. p. 128248.
16. Burkhard B., Maes J. (Eds.). Mapping ecosystem services: advanced books. Pensoft Publishers, Sofia, 2017. 374 p.
17. De Groot R.S., Hein L. Concept and valuation of landscape functions at different scales. *Multifunctional Land*. (Eds.) Use, U. Mander, H. Wiggering, K. Helming. New York: Springer, Heidelberg. 2007. P. 15–36.
18. Wu J. Landscape Ecology. Encyclopedia: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier, 2024. P. 180
19. Baudoin L., Gittins J.R. The ecological outcomes of collaborative governance in large river basins: Who is in the room and does it matter? *Journal of Environmental Management*. 2021. № 281. P. 111836.
20. Best J. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. *Nature Geoscience*. 2018. № 12(1). P. 7–21.
21. Niu L., Guo Y., Li Y., Wang Ch., Hu Q., Fan L., Wang L., Yang N. Degradation of river ecological quality in Tibet plateau with overgrazing: A quantitative assessment using biotic integrity index improved by random forest. *Ecological Indicators*. 2021. № 120. P. 106948.
22. Кізілова Н.М., Ричак Н.Л., Халін А.А. Математичне моделювання і прогнозування динаміки ділянки русла річки Сіверський Донець// *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна, Серія «Математичне моделювання. Інформаційні технології. Автоматичний контроль систем»*. 2019. № 43. С. 30–37.
23. Кізілова Н.М., Ричак Н.Л., Чебукін Д.С., Лукієнко М.В. Екологічна оцінка якості поверхневих вод у бездошовий період в умовах міського водозбору. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна, серія «Геологія. Географія. Екологія»*. 2021. № 54. С. 289–305.
24. Chidiac S, El Najjar P, Ouaini N, El Rayess Y, El Azzi D. A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. *Rev Environ Sci Biotechnol*. 2023. № 22(2). P. 349–395.
25. Xu, S., Rowntree, J., Borrelli, P., Hodbod, J., & Raven, M. R. Ecological Health Index: A Short Term Monitoring Method for Land Managers to Assess Grazing Lands Ecological Health. *Environments*. 2019. № 6(6). P. 67.
26. Harris J.H., Silveira R. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology*. 1999. № 41. P. 235–252.
27. Li Y., Gao L., Niu L., Zhang W., Yang N., Du J., Gao Y., Li J. Developing a statistical-weighted index of biotic integrity for large-river ecological evaluations. *Environmental Management*. 2021. № 277. P. 111382.
28. Agboola O.A., Downs C.T., O'Brien G. Macroinvertebrates as indicators of ecological conditions in the rivers of KwaZulu-Natal, South Africa. *Ecological Indicator*. 2019. № 106. P. 105465.
29. Li J., Li Yi, Qian B., Niu L., Zhang W., Cai W., Wu H., Wang P., Wang C. Development and validation of a bacteria-based index of biotic integrity for assessing the ecological status of urban rivers: a case study of Qinhuai River basin in Nanjing, China. *Environment Management*. 2017. № 196. P. 161–167.

30. Ghosh A., Maiti R. Development of new Ecological Susceptibility Index (ESI) for monitoring ecological risk of river corridor using F-AHP and AHP and its application on the Mayurakshi river of Eastern India. *Ecological Informatics*. 2021. № 63. P. 101318.
31. Zhang M., Bao Y., Xu J., Han A., Liu X., Zhang J., Tong Z. Ecological security evaluation and ecological regulation approach of East-Liao River basin based on ecological function area. *Ecological Indicators*. 2021. № 132. P. 108255.
32. Kabdrakhmanova N.K., Mussabayeva M.N., Atasoy E., Zhensikbayeva N.Zh., Kumarbekuly S. Landscape and recreational analysis of Yertis river upper part on the basis of basin approach (Kazakhstan). *GeoJournal of Tourism and Geosites*. 2019. № 27(4). P. 1392-1400.
33. Кізілова Н.М., Ричак Н.Л. Засолення річкових вод в умовах урболадшафтної геосистеми і потеплення клімату. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2021. Вип 4 (129). С. 67–74.
34. Liu Sh., Wang P., Wang Ch., Chen J., Wang X., Hu B., Yuan Q. Ecological insights into the disturbances in bacterioplankton communities due to emerging organic pollutants from different anthropogenic activities along an urban river. *Science of the Total Environment*. 2021. № 796. P. 148973.
35. Peng Y., Fang W., Krauss M., Brack W., Wang Z., Li F., Zhang X. Screening hundreds of emerging organic pollutants (EOPs) in surface water from the Yangtze River Delta: occurrence, distribution, ecological risk. *Environment Pollution*. 2018. N 241. P. 484–493.
36. Fang Z., Song Sh., He Ch., Liu Zh., Qi T., Zhang J., Li J. Evaluating the Impacts of Future Urban Expansion on Surface Runoff in an Alpine Basin by Coupling the LUSD-urban and SCS-CN Models. *Water*. 2020. N 12. P. 3405.
37. Hepinstall-Cymerman J., Coe S., Alberti M. Using Urban Landscape Trajectories to Develop a Multi-Temporal Land Cover Database to Support Ecological Modeling. *Remote Sens*. 2009. N 1. P. 1353–1379.
38. De Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 2002. N41(3). P. 393–408.
39. Zhai T., Zhang D., Zhao Ch. How to optimize ecological compensation to alleviate environmental injustice in different cities in the Yellow River Basin? A case of integrating ecosystem service supply, demand and flow. *Sustainable Cities and Society*. 2021. N 75. P. 103341.
40. Zhang D., Wang X., Qu L., Li Sh., Lin Y., Yao R., Zhou X., Li J. Land use/cover predictions incorporating ecological security for the Yangtze River Delta region, China. *Ecological Indicators*. 2020. N 119. P. 106841.
41. Su Y., Chen X., Liao J., Zhang H., Wang Ch., Ye Y., Wang Y. Modeling the optimal ecological security pattern for guiding the urban constructed land expansions. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2016. N 19. P. 35–46.
42. Wang L., Zheng H., Chen Y., et al. Systematic review of ecosystem services flow measurement: Main concepts, methods, applications and future directions. *Ecosystem Services*. 2022. N 58. P. 101479.
43. Ричак Н.Л. Просторово-часові особливості поведінки важких металів у ґрунтових поривах міських ландшафтів: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук: 11.00.11. Харків, 2006. 20 с.
44. Ричак Н. Л., Московкін В. М., Кузнецова В. В. Розрахунок економічного збитку від поверхневих вод атмосферного походження (на прикладі житлової підсистеми). *Вісник Харківського університету імені В. Н. Каразіна. – Серія «Геологія – Географія – Геологія – Екологія»*. 2016. № 1147. С.239-248.
45. Ричак Н.Л., Гричаний О.М. Оцінка наванження поверхневим стоком на водний об'єкт в умовах урболадшафтної геосистеми. *«Людина і довкілля. Проблеми неоекології»*. 2019. № 31. С. 104–117
46. Кізілова Н.М., Ричак Н.Л., Руднев Ю.І. Підхід системної динаміки до контролю за якістю води на урбанізованих територіях. *Системи обробки інформації*. 2019. N 4(159). С. 87–92.
47. Землекористування. *Land-use-map*: веб-сайт. URL: <https://osmlanduse.org/> (дата звернення 10.06 2024).
48. Класи землекористування/ґрунтовий покрив. *LandCoverExplorer*: веб-сайт. URL: <https://livingatlas.arcgis.com> (дата звернення 12.06 2024).
49. Ричак Н.Л., Кізілова Н.М., Майструк В.А., Макаренко О.С., Прогнімак О.С. Математичний аналіз забруднення повітря на території України з використанням даних з відкритих джерел. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2021. № 4(157). С. 20–31.
50. Кізілова Н.М., Ричак Н.Л. Імовірнісні моделі менеджменту водними ресурсами на урбанізованих територіях. *Вісник КНУ імені Т.Г. Шевченка. Серія «Фізико-математичні науки»*. 2020. N 4. С. 20–27.
51. Проект для розробки чисельних методів моделювання термо-гідро-механіко-хімічних процесів у пористих і тріщинуватих середовищах: *OpenGeoSys*: веб-сайт. URL: <https://www.opengeosys.org/> (дата звернення 16.06 2024).
52. Кізілова Н.М., Ричак Н.Л. Інформаційне супроводження системи менеджменту водними ресурсами на урбанізованих територіях. *Системи обробки інформації*. 2020. № 4(163). С. 37–47.
53. Електронні карти. *Національний атлас України*: веб-сайт. URL: [https://atlas.igu.org.ua/maps\\_elektron.html](https://atlas.igu.org.ua/maps_elektron.html) (дата звернення 10.06.2024).
54. Bui D.H., Mucsi L. From Land Cover Map to Land Use Map: A Combined Pixel-Based and Object-Based Approach Using Multi-Temporal Landsat Data, a Random Forest Classifier, and Decision Rules. *Remote Sens*. 2021. № 13. P. 1700.