

УДК 504.4:556:631:551.58:519.2:528.94
DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.11>

МЕТОДОЛОГІЯ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ОЦІНКИ СТАНУ ЕКОСИСТЕМИ БАСЕЙНІВ РІЧОК І ОРГАНІЗАЦІЇ РАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

Пічура В.І. – д.с.-г.н.,

Потравка Л.О. – д.е.н.,

*ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»,
pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com*

Водна Рамкова директива 2000/60/ЄС акцентує увагу на необхідності інтегрованого управління водними ресурсами, яке повинно здійснюватися на основі басейнових принципів. На басейновому рівні здійснюються взаємозв'язки складових екосистем, генетичного, історичного та функціонального характеру, які виражені безперервним обміном речовин, енергії та інформації. Басейни річок необхідно розглядати як цілісні «ерозійні комплекси», що визначають парагенетичні зв'язки та здійснюють вплив верхньої ланки басейну на стан його нижньої ланки. Територія водозбірної басейн є цілісною функціональною системою, що зосереджує соціально-значущі природні ресурси (водні, земельні та лісові), які обумовлюють цінність і важливість водозбору для користувачів, включаючи комерційні, промислові та урядові організації. Тому дослідження стану й забезпечення екологічної стійкості басейну річок має важливе значення. Вичерпаність традиційних підходів до природокористування в річкових басейнах, недоліки сучасної концептуальної, методичної бази аналізу та оцінки структурно-функціонального стану водозборів зумовлюють необхідність удосконалення теоретико-методологічних засад басейнової організації природокористування. Розроблена методологія та запропоновані авторські методики дозволяють всебічно оцінити поточний стан басейну річки, прогнозувати розвиток ситуації та визначати напрями оптимізації землекористування в межах єдиного водозбірної комплексу. Методологічна схема дослідження включає шість логічно-послідовних блоків: визначення внутрішньої геоморфологічної структури території водозбору; дослідження змін клімату та ґрунтово-кліматичного потенціалу; дослідження стану басейнових ландшафтних територіальних структур; екологічна оцінка якості поверхневих вод; оцінка рівня порушення екологічного стану басейну річки; механізм організації природокористування на території басейну річки. Застосування методології дозволить оптимізувати структуру земельного фонду, зменшити ризики екологічної деструкції земельних і водних ресурсів, забезпечити екологізацію сільського господарства та поліпшення екологічної ситуації в річкових басейнах.

Ключові слова: водозбірна територія, басейн річки, методологія, методика, екосистема, раціональне природокористування, моделювання, прогнозування, ГІС, ДЗЗ-технології.

Постановка проблеми. Водозбірні басейни виступають особливими просторовими одиницями біосфери, а басейнова організація природо-

користування – визначає взаємозв'язки складових екосистеми басейну, дозволяючи встановити ефективні просторові форми взаємодії між суб'єктами природокористування на різних територіальних рівнях. Водна Рамкова директива 2000/60/ЄС [1] акцентує увагу на необхідності інтегрованого управління водними ресурсами, яке повинно здійснюватися на основі басейнових принципів. Басейн річки виступає в якості цілісної перспективної системи для багатоаспектного вивчення природи, економіки, організації екологічнобезпечного природокористування та управління навколишнім середовищем. На басейновому рівні здійснюються взаємозв'язки складових екосистем, генетичного, історичного та функціонального характеру, які виражені безперервним обміном речовин, енергії та інформації. Басейни річок необхідно розглядати як цілісні «ерозійні комплекси», що визначають парагенетичні зв'язки та здійснюють вплив верхньої ланки басейну на стан його нижньої ланки.

Вичерпаність традиційних підходів до природокористування в річкових басейнах, недоліки сучасної концептуальної, методичної бази аналізу та оцінки структурно-функціонального стану водозборів зумовлюють необхідність удосконалення теоретико-методологічних засад басейнкової організації природокористування. Розроблення такої методології та методики повинне ґрунтуватися на встановленні причинно-наслідкових зв'язків процесів формування ландшафтних структур і трансформації водних екосистем, на необхідності розробки моделі еколого-раціональної експлуатації території басейну та формуванні оптимального механізму раціонального природокористування на засадах протиерозійної організації території.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Усвідомлення закономірностей функціонування екосистеми басейну річки, як єдиного ерозійного комплексу, вимагає розроблення нових теоретико-методологічних основ організації природокористування на засадах басейнових позиційно-динамічних, адаптивно-ландшафтних і геосистемних принципів. Вагомий внесок у вивчення геоморфологічної будови басейнових структур, теоретичного обґрунтування реалізації басейнового підходу та перші спроби прикладної реалізації концепції басейнового природокористування відображені в наукових працях вітчизняних і зарубіжних учених: Р. Хортон [2], А. Стралера [3], Г. І. Швєбса [4], Ф. М. Лисецького [5], М. Amakali [6], А. Dinar [7], В. Molle [8], М. Bozzola [9], М. Barbosa [10] та інших вчених.

Необхідності пошуку методів і методологічних підходів до організації басейнового природокористування акцентовано у Водній стратегії України на період до 2025 року, в Законі України «Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року».

Постановка завдання. Розробити методологію просторово-часової оцінки стану екосистеми басейнів річок і організації раціонального природокористування із застосування ГІС і ДЗЗ-технологій.

Методологія, результати дослідження та їх обговорення. Розроблена методологія комплексної оцінки, аналізу та прогнозування екологічного стану водозбірної території та оптимізації землекористування в басейнах річок, яка містить шість логічно-последовних блоків організації досліджень, які забезпечують системне використання взаємодоповнюючих загальних, адаптованих і авторських методик (рис. 1).

1. *Визначення внутрішньої геоморфологічної структури території водозбору* здійснюється для створення екологічного каркасу басейну річки у відповідності до підходу Стралера-Філософова (А. Стралер, 1952; В.П. Філософов, 1960) [3], який визначає ієрархічність водотоків і їх водозбірних басейнів. Водотік (або русло тимчасового водотоку), який не отримує приток, відноситься до русла 1-го порядку. Два русла 1-го порядку, зливаючись, дають початок водотокам 2-го порядку. За цим правилом нижче вузла злиття будь-яких однопорядкових водотоків починається русло більш високого порядку (порядок збільшується на одиницю). При злитті різнопорядкових водотоків і утворений нижче вузла їх злиття водотік зберігає порядок, який був у водотоку до злиття однопорядковими водотоками (рис. 2).

За авторським визначенням [11], екологічний каркас річкового басейну (ЕКРБ) – це позиційно-динамічна просторово-організована система взаємопов'язаних геоморфологічних, гідрологічних, агрокліматичних, еколого-демографічних, соціально-економічних складових території водозбору. Для окремих складових ЕКРБ (суббасейнів) характерні різні умови природокористування, а взаємодія складових у межах суббасейнів формує організовану просторово-часову інфраструктуру, яка повинна запобігати втратам біорізноманіття, забезпечувати екологічну стабільність усєї території водозбору, оздоровлення земельних і водних ресурсів на основі басейнових позиційно-динамічних, адаптивно-ландшафтних і геосистемних принципах. ЕКРБ виконує свої функції за наявності відповідних правових, економічних і управлінських механізмів, узгоджених на локальному, регіональному, державному та міждержавному рівнях природокористування.

Дослідження особливостей навантаження на басейн річки та всі компоненти ландшафту у взаємозв'язку їх характеристик із параметрами стоку води можливе на рівні водозборів ерозійних форм IV порядку (Л. М. Корытний, 2001) [12]. Виділення водотоків, визначення їх порядків і водозбірних територій виконується в програмі *ArcGIS* на основі цифрової моделі рельєфу з використанням розробленого алгоритму гідрологічного геомодельовання робочого модуля *Hydrologytools of Spatial Analyst Tools* [13, 14], який включає вісім последовних кроків моделювання:

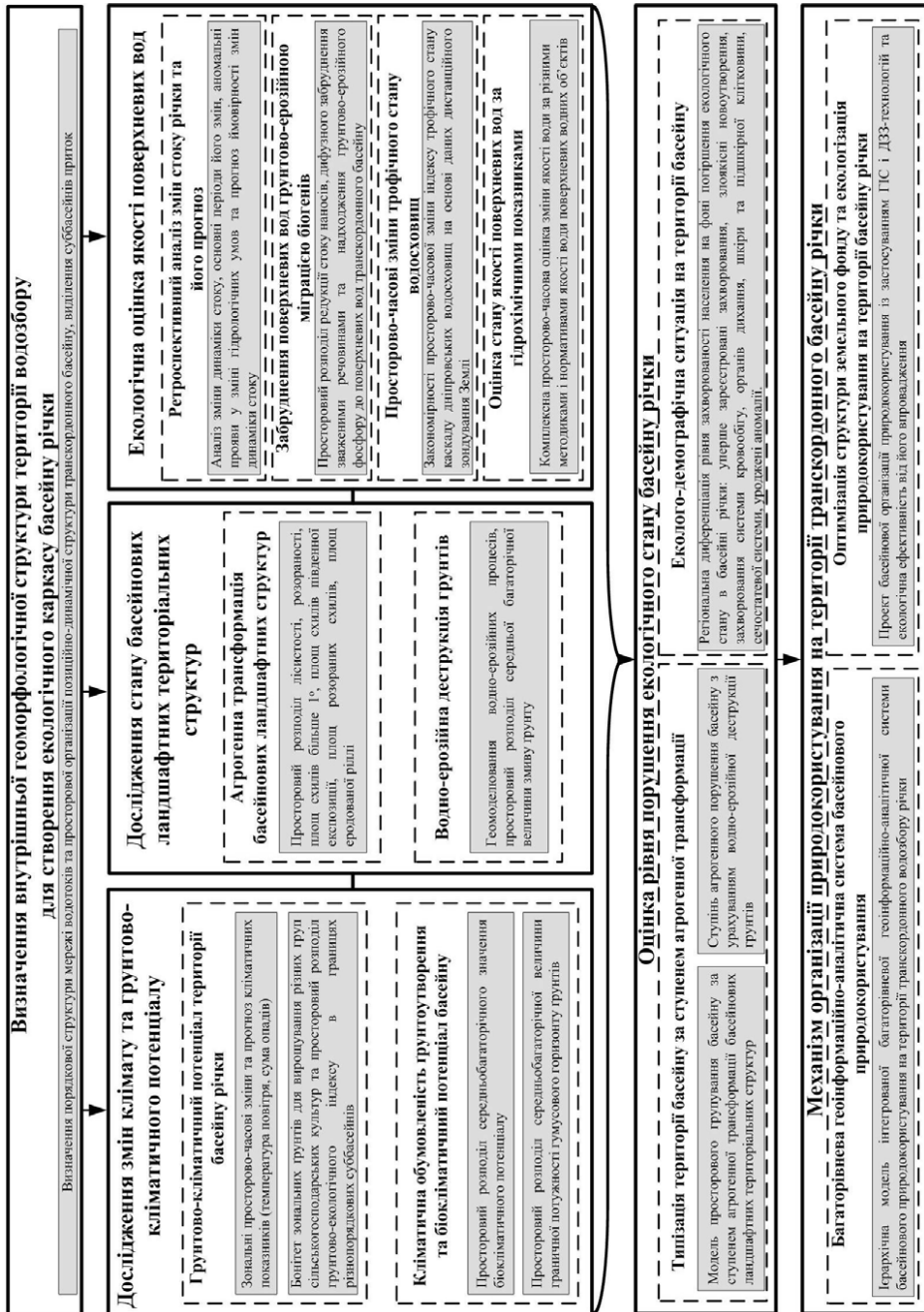


Рис. 1. Структурно-логічна методологічна схема дослідження водозбірної території та оптимізації землекористування в басейнах річок

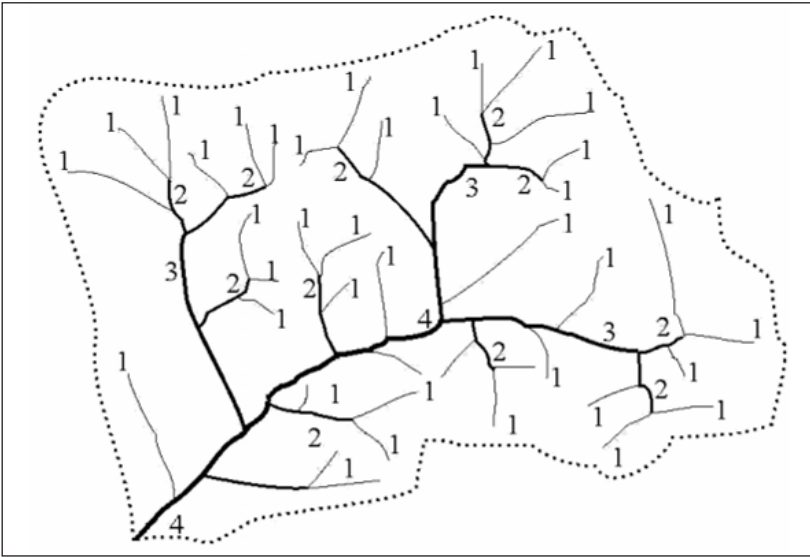


Рис. 2. Структура річкового басейну IV порядку (відповідно до кодування басейнів за Стралером – Філософовим): – лінія вододілу, 1–4 – порядки водотоків або ерозійної мережі

візуалізація цифрової моделі рельєфу (ЦМР) на основі *SRTM-90*; заповнення некоректних знижень рельєфу; побудова ґрида напрямків стоку; побудова ґрида кумулятивного стоку; ідентифікація чарунків водотоку зі значеннями кумулятивного стоку вище заданого; визначення ланок водотоків; присвоєння порядку кожній ланці водотоків; визначення дренажної (водозбірної) площі кожної ланки. Після отримання геоморфологічної моделі басейнової організації водозбірної території здійснюється додаткова ручна корекція для підвищення якості моделювання.

Аналіз внутрішньої геоморфологічної структури водозбірної території басейну дає можливість детально дослідити її позиційно-динамічну просторово-організовану системи, складові якої є різко відмінними між собою за типом, складом, рівнем організації, характером і тривалістю експлуатації, що визначає індивідуальність існуючої екологічної ситуації в їх водозборах, які в сукупності формують певний екологічний стан водозбірного регіону досліджень.

2. *Дослідження змін клімату та ґрунтово-кліматичного потенціалу.* Розроблена авторська методика аналізу гетерохронних кліматичних коливань на території річкових басейнів із застосуванням багатомірної геостатистики та штучних нейронних мереж. Вона містить систему взаємодоповнюючих методів комплексного ретроспективного аналізу:

описової статистики, регресійного аналізу, перетворення змінних (T4253H-smoother, метод різницевих інтегральних кривих модульних коефіцієнтів) і крос-кореляційного аналізу. Ймовірність часової інерції клімату доцільно оцінювати методами ланцюгів Маркова (1906), Габрієля та Неймана (1962) [14]. Для прогнозування змін клімату запропоновано використовувати метод штучних нейронних мереж архітектури багатопереднього перцептронного робочого модуля Statistics Neural Networks (SNN) у відповідності до розробленого нами алгоритму (рис. 3).

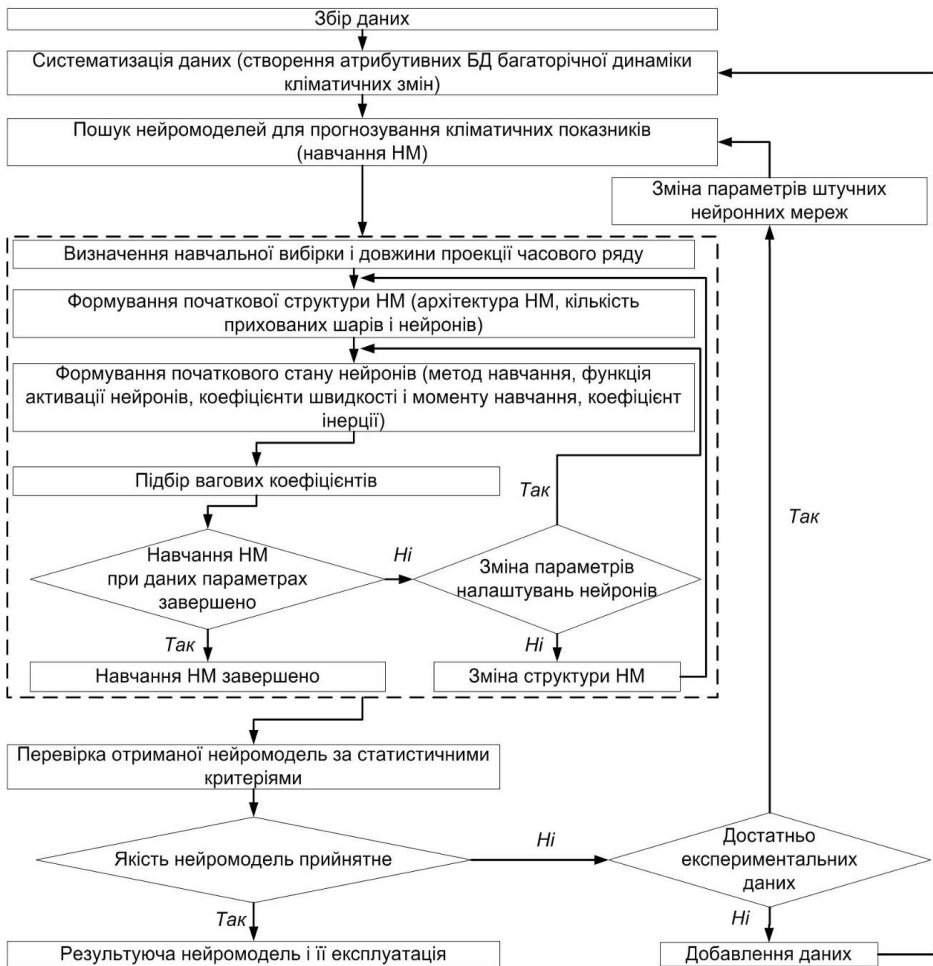


Рис. 3. Алгоритм створення нейронних мереж для прогнозування клімату

Коригування вагових коефіцієнтів штучних нейронних мереж проводили на основі алгоритму навчання:

$$w_{ni}(t+1) = \eta \delta_i x_n(t) + \alpha (w_{ni}(t) - w_{ni}(t-1)), \quad (1)$$

де $w_{ni}(t)$ – вага від нейрона n або від елемента вхідного сигналу n до нейрона i в момент часу t ; x_n – вихід нейрона n або n -й елемент вхідного сигналу; η – коефіцієнт швидкості навчання; α – коефіцієнт інерції; δ_i – значення помилки для нейрона i .

Функція похибки – це різниця між поточним виходом (апроксимоване значення) та ідеальним виходом (емпіричне значення) мережі. Відповідно до методу найменших квадратів, функція похибки нейронної мережі має вигляд:

$$E(w) = \frac{1}{2} \sum_{j,p} (y_{jpn} - d_{jp})^2, \quad (2)$$

де y_{jpn} – вихідний стан j -го нейрона шару n нейронної мережі при подачі на її входи p -го навчального образу; d_{jp} – бажаний вихідний стан цього нейрону.

Порівняльний аналіз достовірності створених моделей проведений за допомогою статистичних критеріїв оцінки достовірності прогнозування на незалежних тестових вибірках із метою апроксимації даних кращою прогнозною моделлю.

Грунтово-кліматичний потенціал території басейну визначається із застосуванням методики бонітету зональних ґрунтів за І. І. Кармановим (1980) [15], в основу якої, крім властивостей ґрунтів, покладений бонітет клімату з урахуванням основних кліматичних показників, які корелюють із урожайністю – сума активних температур, коефіцієнт зволоження, континентальність клімату. Методика відображає загальні закономірності просторового розподілу урожайності за природними фізико-географічними зонами та дозволяє розрахувати бали бонітету для кожної культури окремо (табл. 1).

Просторові моделі суми активних температур, коефіцієнту зволоження та континентальності клімату можна визначати на основі екстраполяції декомпозицій загальнодоступних даних *CliWare* (<http://cliware.meteo.ru/meteo/index.html>), додаткових даних окремих метеостанцій і національних атласів. Для визначення величини сумарного показника властивостей ґрунтів, середньозваженої щільності метрового шару та корисного об'єму ґрунту для водозбірних територій річок проводять векторизацію ґрунтових карт. Методом зональної статистики програми *ArcGIS* обчислюють середні значення складових бонітету ґрунтів для кожного суббасейну транскордонного водозбору.

Таблиця 1. Розрахунок балів бонітету для різних сільськогосподарських культур із використанням ґрунтово-кліматичних формул

Культура	Розрахункова формула	Примітка
Зернові	$B = 8,2V \frac{\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} \cdot K3}{KK + 70}$	КЗ більше 0,9 приймають рівним 0,9
Соняшник	$B = 6,8V \frac{\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} (K3 + 0,2)}{KK + 50}$	КЗ більше 0,7 приймають рівним 0,7
Сахарний буряк	$B = 4,3V \cdot \frac{(\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} + 2000)(K3 - 0,2)}{KK}$	КЗ більше 0,9 приймають рівним 0,9; $V' = \frac{4V - 1}{3}$
Багаторічні трави	$B = 5,9V'' \cdot \frac{(\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} + 2000)(K3 - 0,1)}{KK + 100}$	КЗ більше 1 приймають рівним 1; $V'' = \frac{V + 1}{2}$
Однорічні трави	$B = 6,8V'' \cdot \frac{(\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} + 1000)K3}{KK + 100}$	

де, B – бал бонітету; V – сумарний показник властивостей ґрунту;
 $\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ}$ – середньорічна сума температури повітря вище $10^{\circ}C$;
 $K3$ – коефіцієнт зволоження за Івановим; KK – коефіцієнт континентальності

Кліматична обумовленість ґрунтоутворення та біокліматичний потенціал у водозборі досліджується за методикою В. Р. Волобуєва (1974) [17], яка була модернізована Ф. М. Лисецьким і О. А. Чепелевим (2014) [18] та доповнена Ф. М. Лисецьким і В. І. Пічурою (2016) [19].

Растр енергетичних витрат клімату на ґрунтоутворення (Q , МДж/м²) розраховується за формулою:

$$Q = R \cdot e^{(-1,23 \frac{R^{0,73}}{P})}, \quad (3)$$

де, P – растр річної кількості опадів, мм.

Розрахунок і отримання растрової поверхні балансу сонячної радіації (R , МДж/м²) на схилах і рівних ділянках у *ArcGIS* здійснюється за формулою:

$$R = R_0 \frac{\cos(\alpha) \cdot \sin(h) + \sin(\alpha) \cdot \cos(h) \cdot \cos(\psi_c - \psi_s)}{\sin(h)}, \quad (4)$$

де, R_0 – растр значення радіаційного балансу горизонтальної поверхні, МДж/м², α – растр схилів, h – растр висоти Сонця, ψ_c – растр азимуту Сонця, ψ_s – растр експозицій.

Біокліматичний потенціал (за масою сухої речовини – F , т/га) на різних просторових ієрархічних рівнях розраховується за формулою:

$$F = 0,3202 \cdot \exp(0,003421 \cdot Q), r = 0,96 \quad (5)$$

Розрахунок і отримання растру просторового розподілу граничної потужності гумусового горизонту ґрунтів (H_{lim} , мм) на території басейну річки в залежності від Q і вмісту фізичної глини в ґрунтоутворюючих породах (PC , %; $< 0,01$ мм) здійснюється за формулою:

$$H_{lim} = \frac{3914.6 \cdot PC^{-0.19}}{1 + e^{(5.346 - 0.00523 \cdot Q)}}, \quad (6)$$

Для отримання просторових растрів розподілу середньобагаторічних значень кількості опадів (P , мм) і значення радіаційного балансу горизонтальної поверхні (R_p , МДж/м²) проводиться векторизація карт Національних атласів кліматичного районування. Додаткова актуалізація даних відбувається з використанням інформаційної бази інтернет-ресурсів *Worldclim*, *CliWare*, місцевих метеостанцій. Для побудови цифрової моделі рельєфу, визначення морфометричних даних і оцінки розподілу на водозбірній території радіаційного балансу (R , МДж/м²) використовується ЦМР із використанням даних *SRTM-90*.

3. *Дослідження стану басейнових ландшафтних територіальних структур* у водозборі проводиться із застосуванням авторської методики великомасштабної оцінки неоднорідності мозаїчного агроландшафту та морфометричних характеристик рельєфу територій басейнів річок на основі ГІС і ДЗЗ-технологій. Дешифрування даних дистанційного зондування Землі та використання серії коректно каліброваних супутникових знімків *MODIS* (геометричне розрізнення ~ 230×230 м) забезпечують можливість визначення співвідношення просторового розподілу стабілізуючих (природні) та дестабілізуючих (агрогенні) угідь на великих територіях басейнів річок. Джерело актуальних даних космічних знімків із різних супутникових апаратів розміщені на офіційному сайті геологічної служби США (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). За нашими дослідженнями встановлено, що просторову інтерпретацію диференціації дестабілізуючих угідь (розораність території) найбільш ефективно здійснювати на основі серії космічних знімків *MODIS* за квітень і серпень. Дешифрування знімків здійснюється на основі значень безрозмірного показнику *NDVI* (нормалізованого диференціального вегетаційного індексу) в межах 0,3–0,4.

Розподіл стабілізуючих угідь у значній мірі визначається просторовою диференціацією лісових масивів і лісосмуг. Враховуючи, що значення

NDVI добре корелює з надземною фітомасою рослинності, дешифрування та визначення площ лісових масивів за даними *MODIS* слід визначати в пік їх вегетаційної активності (червень місяць) за максимальними значеннями *NDVI* – більше 0,8. Додаткове уточнення просторового розподілу хвойних лісів здійснюється за космічними знімками зимового періоду зі значеннями *NDVI* більше 0,6. Оперативне великомасштабне дослідження території водозбірного басейну річки за даними *MODIS* проводиться для приблизних оцінок розподілу стабілізуючих і дестабілізуючих угідь. Для детальної оцінки на локальному територіальному рівні слід додатково використовувати космічні знімки супутникового апарату *Landsat* із просторовим дозволом до 15 м.

Важливим показником ерозії є ерозійний потенціал рельєфу, який визначається довжиною та крутизною схилу, експозицією схилу. Тому додатковими підсилюючими критеріями деструкції стану басейнових ландшафтних територіальних структур є їх морфометричні характеристики, інтерпретація яких забезпечує отримання додаткових растрових моделей розподілу схилів більше 1°, в т. ч. розораних схилів і схилів південної експозиції, які визначаються на основі *ЦМР* із використанням модуля *Surface of Spatial Analyst Tools* і *Overlay analysis*. Наступним кроком із застосуванням модуля *Zonal Statistics of Spatial Analyst Tools* програми *ArcGIS* визначається частка (у %) стабілізуючих і дестабілізуючих угідь, частка земель на схилах більше 1°, в т. ч. розораних схилів і схилів південної експозиції в межах структурних територіальних одиниць (басейнів або суббасейнів) водозбору.

Частка еродованої ріллі розраховується зі застосуванням регресійного рівняння [20] залежності еродованої ріллі від площі орних земель на схилах крутизною більше 1°, яке має наступний вигляд:

$$E_p = 1,726x_1 + 4,567, r^2 = 0,80, \quad (7)$$

де E_p – еродована рілля, %; x_1 – площа орних земель на схилах більше 1°, %

Для моделювання потенційних ґрунтових ерозійних втрат під дією опадів обґрунтовано використання модифікованої моделі *RUSLE* – Revised Universal Soil Loss Equation (K. G. Renard et al., 1997) [21, 22]:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P, \quad (8)$$

де A – середня багаторічна величина змиву від стоку дощових вод, т/га на 1 рік; R – середньобагаторічний ерозійний потенціал опадів (*ЕПО*), умовні одиниці; K – змивання (еродованість) ґрунту, т/га на одиницю *ЕПО*;

LS – фактор рельєфу; C – ерозійний індекс культури або сівозміни загалом; P – коефіцієнт ґрунтозахисної ефективності протиерозійних заходів.

Вхідні дані, необхідні для досягнення розрахунку факторів і визначення ґрунтових втрат на території басейну річки, представлені на рис. 4.

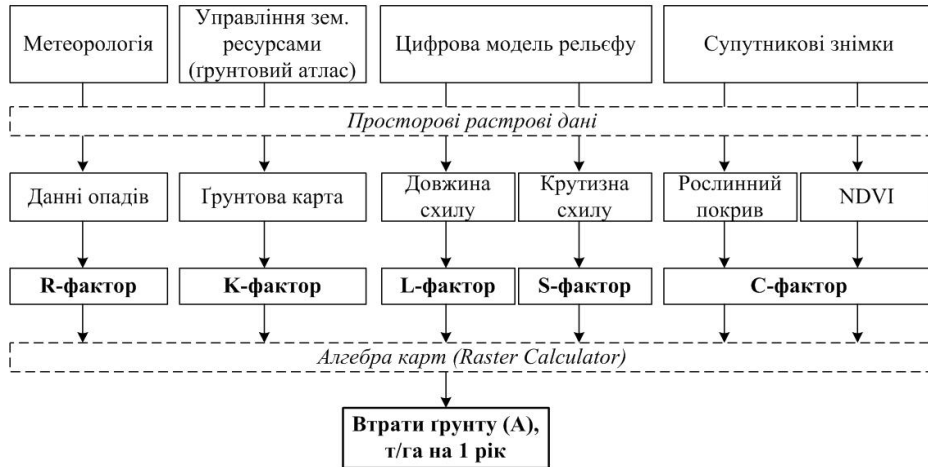


Рис. 4. Блок-схема алгоритму використання моделі *RUSLE*

Геомоделювання водно-ерозійної деструкції ґрунтів на території річкового басейну здійснюється на основі растрових моделей складових моделі *RUSLE*.

4. *Екологічна оцінка якості поверхневих вод.* Розроблена авторська методика ретроспективного аналізу та довгострокового прогнозу зміни гідрологічного режиму річок на основі багатомірної статистики, Вейвлет-аналізу та адаптивних методів. Для виявлення типу функції кривої щільності розподілу значення гідрологічного режиму використовують її види: normal, beta, exponential, extreme, gamma, geometric, laplace, logistic, lognormal, poisson, rayleigh, weibull. Це забезпечує можливість визначити, якому статистичному закону підпорядковуються щорічні зміни гідрологічних умов водних об'єктів. Визначення типу функції кривої щільності розподілу забезпечує можливість привести нестационарний процес до стаціонарного для подальшого детального ретроспективного дослідження зміни гідрологічного режиму:

$$Q_t = T_t + S_t + C_t + \varepsilon_t, \quad (9)$$

де Q_t – вхідні дані динаміки стоку; T_t – відгук трендової складової; S_t – відгук сезонної складової; C_t – відгук середньорічної циклічної складової;

ε_{t-n} – відгук імовірнісної стохастичної або нерегульованої компоненти зміни гідрологічного режиму.

Аномальні прояви змін гідрологічних умов визначають за величиною щорічних середньоквадратичних відхилень від значення середньо-багаторічної норми: $Q \geq \pm\sigma$ – сильні аномалії та $Q \geq \pm 2\sigma$ – дуже сильні аномалії.

Гідрологічний режим – це складний динамічний процес, визначений суперпозицією високочастотних (*ВЧ*) і низькочастотних (*НЧ*) гармонік різної періодичності з локальними й глобальними часовими особливостями, залежними від геологічних, кліматичних і антропогенних умов. Подібні складні процеси доцільно досліджувати за допомогою системного використання методологічних підходів Вейвлет-аналізу [23, 24] для розкладання вихідного ряду на *ВЧ* (апроксимуючі) і *НЧ* (деталізуючі) сигнали, а також спектрального Фур'є-аналізу з метою визначення основних циклічних складових у зміні гідрологічних умов шляхом виділення синусоїдальних компонент на різних частотах. Вейвлет-аналіз забезпечує можливість розкладання сигналів функції з графіком типу маленької хвилі (вейвлети), що дозволяють сконцентрувати увагу на тих чи інших локально-часових особливостях досліджуваних процесів, які не можуть бути виявлені за допомогою традиційних перетворень Фур'є та Лапласа. Це дає більш гнучку техніку обробки сигналів, тому що маленькі хвилі дозволяють визначити добре локалізовані зміни сигналу й зберегти його основну енергію. Вейвлет-перетворення визначають часові функції основних коливань, локалізованих за часом і частотою. Одна з основних переваг вейвлет-перетворень – аналіз, оброблення сигналів і функцій, нестационарних у часі або неоднорідних у просторі, коли результати аналізу повинні містити не тільки частотну характеристику сигналу (розподіл енергії сигналу за частотними складовими), а й відомості в локальних координатах, на яких проявляються важливі групи частотних складових сигналу або відбуваються їх швидкі зміни.

Відносно базисного вейвлета інтегральне вейвлет-перетворення часового ряду $f(t)$, заданого в інтервалі $-\infty \leq t \leq +\infty$, визначається як:

$$(W_{\varphi}f)(b, a) = |a|^{-\frac{1}{2}} \int_{-\infty}^{\infty} f(t) \overline{\varphi\left(\frac{t-b}{a}\right)} dt, \text{ де } a, b \in R; \quad a \neq 0 \quad (10)$$

де $\varphi(t)$ – функція вейвлет-перетворення; a – часовий масштаб, b – часове зміщення.

За допомогою безперервного перетворення сигнал $\phi(t)$ із двовимірної площини переводиться в тривимірний простір із координатами: час (b), масштаб (a) і амплітуда (c). При цьому сигнал розкладається на гармоніки з частотами, що відповідають певним масштабам (a).

Безперервне вейвлет-розкладання дозволяє з високою точністю вивчити *ВЧ*-циклічну складову, видалити деякі статистичні флуктуації та підвищити роль динамічних характеристик сигналу для визначення важливих *НЧ*-циклів у динамічних процесах і достовірно визначити основні (значущі) періоди змін у гідрологічному режимі річки.

Для прогнозування змін гідрологічних умов використовуються адаптивний метод аналізу часових рядів Хольта-Уінтерса (трьохпараметричного експоненціального згладжування) [25], який враховує особливості ретроспективних змін у формуванні гідрологічного режиму, його часових циклічних змін і трендову складову:

$$\begin{cases} L_t = \frac{\alpha Y_t}{C_{t-s}} + (1 - \alpha)(L_{t-1} + T_{t-1}) \\ T_t = \beta(L_t - L_{t-1}) + (1 - \beta)T_{t-1} \\ C_t = \gamma \frac{Y_t}{L_t} + (1 - \gamma)S_{t-c} \\ \square \\ Y_{t+p} = (L_t + pT_t)C_{t-c+p} \end{cases}, \quad (11)$$

де L_t – вплив вхідних даних передісторії часового формування гідрологічного режиму на прогнозний період $t+n$; T_t – відгук трендової складової; C_t – відгук циклічної складової на прогнозний період $t+n$.

Метод Хольта-Уінтерса є одним із найбільш надійних і широко використовуваних у практиці прогнозування, який забезпечує високий ступінь достовірності отриманих результатів.

Розрахунок редукції стоку наносів здійснюється за допомогою «коефіцієнту надходження наносів» (K_n) [26]:

$$K_n = 0,25F^{0,2}, \quad (12)$$

де, F – растр площі басейну або суббасейну, га.

Розрахунок дифузного забруднення зваженими речовинами (*ДЗЗР*, тис. тонн) водних об'єктів у результаті водно-ерозійного процесу здійснюється за допомогою Raster Calculator of ArcGIS за формулою [26, 27]:

$$ДЗЗР = \frac{F \cdot P \cdot A \cdot K}{100}, \quad (13)$$

де F – растр площі водозбірного басейну або суббасейну, га; P – растр розораності басейну або суббасейну, %; A – растр виносу з ріллі зважених речовин зі схиловим стоком, т/га; K – растр коефіцієнта досягнення зважених речовин до річкової мережі (від 0,10 до 0,20).

Для просторової оцінки потенціалу ґрунтово-ерозійної концентрації фосфору в руслових потоках біля підніжжя схилу використовується показник умовної концентрації валового фосфору ($УК_{\phi}$, $мг/дм^3$), значення якого розраховується за формулою [27, 28]:

$$УК_{\phi} = \frac{10 \cdot A \cdot S \cdot P}{H}, \quad (14)$$

де A – растр інтенсивності змиву на ріллі, т/га; S – растр частки ріллі на водозборі, %; P – растр вмісту валового фосфору в орному шарі, %; H – растр середньобагаторічного шару поверхневого стоку води, мм.

Для визначення чинників ґрунтово-ерозійних процесів і забруднення поверхневих вод використовуються растри попереднього великомасштабного дослідження частки ріллі (розораність) на водозбірній території та проводиться додаткова векторизація серії карт для отримання растрів просторової диференціації вмісту валового фосфору в орному шарі ґрунту. Середньобагаторічний шар поверхневого стоку води (мм) із водозбірної території визначається як сума обсягів дощових, снігових і поливомийних вод відповідно.

Просторово-часові зміни трофічного стану водосховищ визначається за індексом трофічного стану ($ИТС$), розробленим Флоридським департаментом захисту довкілля, його використовують для класифікації всіх типів водної поверхні, включаючи річки й стічні водотоки. Шкала цього індексу є числовою (табл. 2), й кожна основна область трофічного ділення представляє собою подвоєння концентрації поверхневої біомаси фітопланктону, яка робить класифікацію трофічного стану більш прийнятною. Кількісний опис стану водойми надзвичайно важливий при виборі стратегії охорони його екосистеми. Більшість озерних екосистем ділять континуум трофічного стану водойм на п'ять класів: ультраоліготрофне, оліготрофне, мезотрофне, евтрофне та гіперевтрофне [29, 30].

Значення $ИТС$ розраховується за трьома показниками: фізичними (прозорість води, яка визначається за індексом Секі – $ПДС$), гідрохімічними (концентрації вмісту у воді загального фосфору – P), біологічними та біохімічними (хлорофіл- a – $Хла$, біомаса фітопланктону – B_{ϕ}).

Значення вмісту загального фосфору дає можливість визначити та оцінити характер впливу різних антропогенних джерел на біогенне забруднення й процес евтрофікації в усіх типах водних об'єктів. Це дає можливість спрогнозувати потенціальну біомасу первинної продукції у водоймах у результаті антропогенної евтрофікації зі застосуванням $ДЗЗ$. В основі дешифрування космічних знімків є дослідження світлопоглинаючих і світлорозсіюючих властивостей природних вод, саме ступінь прозорості води забезпечує

можливість визначити трофічний стан водойм та водотоків. Антропогенна евтрофікація водойм та водотоків проявляється в просторовій неоднорідності розвитку планктонних водоростей, що призводить до значного зниження прозорості води, яка в основному обумовлена вмістом у ній різних пофарбованих розчинених і зважених речовин. Варіація концентрації хлорофілу-*a* змінює відбивну здатність води – зі збільшенням його концентрації зменшується відбивна можливість води в синіх і збільшує в зелених довжинах хвиль.

Таблиця 2. Шкала індексу трофічного стану (ІТС) і зв'язок із нею індикаторів трофічного стану водних об'єктів

Тип трофічного статусу	ІТС	Прозорість води за диском Сєкі (ПДС), м	Фосфор (P), мкг/дм ³	Хлорофіл «а» (Хла), мкг/дм ³
Ультраоліготрофний, дуже чиста	0	64	0,75	0,04
	10	32	1,5	0,12
Оліготрофний, чиста	20	16	3	0,34
	30	8	6	0,94
Мезотрофний, слабо забруднена	40	4	12	2,6
	50	2	24	6,4
Евтрофний, помірно забруднена	60	1	48	20
	70	0,5	96	56
Гіперевтрофний, брудна	80	0,25	192	154
	90	0,12	384	427
	100	0,062	786	1183
Розрахунок ІТС на основі окремих показників		Розрахунок показників трофічного стану водних об'єктів на основі ІТС		
$ІТС = 60 - 14,41Ln(ПДС)$		$ПДС = 64,31exp(-0,0695ІТС)$		
$ІТС = 4,15 + 14,42Ln(P)$		$P = 0,748exp(0,0694ІТС)$		
$ІТС = 30,6 + 9,81Ln(Хла)$		$Хла = 0,042exp(0,1025ІТС)$		

На основі дешифрування серії космічних знімків супутників *Landsat* із просторовим дозволом 15–30 метрів [30] можливо визначити просторово-часові тенденції змін фізичних (прозорість води), гідрохімічних (концентрації фосфору), біологічних (хлорофіл-*a*) властивостей водних об'єктів і їх трофічний стан за формулою Ф. Т.Шумакова (2011) [31]:

$$ІТС = 82,02 - 31,88ТМ1 / ТМ2 + 1,13ТМ4; r = 0,85, r^2 = 0,73, \quad (15)$$

де $ТМ1$ і $ТМ2$, $ТМ4$ – значення яскравості відбивного каналу.

Комплексна оцінка якості поверхневих вод здійснюється за різними методиками та діючими в Україні нормативами якості води поверхневих водних об'єктів (ГДК) для питних потреб, культурно-побутового та рекреаційного, рибогосподарського призначень за трьома критеріями: індексом забруднення води (ІЗВ), модифікованим індексом забруднення води (МІЗВ) і комбінаторним індексом забруднення (КІЗ) [32, 33].

5. *Оцінка рівня порушення екологічного стану басейну річки.* Типізація території басейну за ступенем агрогенної трансформації здійснюється у відповідності до авторської методики типізації територій водозбору та інтегральної оцінки їх стану за рівнем агрогенної трансформації та водно-ерозійної деструкції ландшафтних структур басейнів річок на основі ГІС-технологій дозволяє здійснювати просторову типізацію водозбірної території за станом агрогенної трансформації стану басейнових ландшафтних територіальних структур та інтенсивністю проявів водно-ерозійних процесів із застосуванням модуля кластерного аналізу Grouping analysis of Spatial Statistics Tools of ArcGIS [34]. Кластерний аналіз виконує процедуру класифікації, яка визначає природу кластеру в даних. Використовуючи вказану кількість груп, інструмент шукає рішення, в якому всі об'єкти в кожній групі найбільш схожі, а самі групи максимально відрізняються одна від одної. Ефективність групування (кластеризації) вимірюється за допомогою псевдо F -статистики Калінські-Харабаза (Kalinski-Kharabaza), яка також відображає подібність об'єктів в групі та відмінність між групами:

$$F = \frac{\left(\frac{R^2}{n_c - 1} \right)}{\left(\frac{1 - R^2}{n - n_c} \right)}, \text{ де } R^2 = \frac{SST - SSE}{SST}, \quad (16)$$

де SST – відображає різницю між групами; SSE – подібність усередині групи;

$$SST = \sum_{i=1}^{n_c} \sum_{j=1}^{n_i} \sum_{k=1}^{n_v} (V_{ij}^k - \bar{V}^k)^2 \quad (17)$$

$$SSE = \sum_{i=1}^{n_c} \sum_{j=1}^{n_i} \sum_{k=1}^{n_v} (V_{ij}^k - \bar{V}_i^k)^2 \quad (18)$$

де n – кількість просторових об'єктів; n_c – кількість просторових об'єктів у групі i ; n_c – кількість класів (груп); n_v – кількість змінних, які використовуються для групування об'єктів; V_{ij}^k – значення k -ї змінної для j -го просторового об'єкту в i -й групі; \bar{V}^k – середнє значення k -ї змінної; \bar{V}_i^k – середнє значення k -ї змінної в групі i .

Групування басейнів або суббасейнів водозбірної території здійснюється автоматично за шістьма показниками: стабілізуючі – лісистість; дестабілізуючі – розораність, частка територій зі схилами більше 1°, зі схилами південної експозиції, розораних схилів, наявність еродованої ріллі. Ступінь агрогенної трансформації стану ландшафтних територіальних структур водозбірної території річки здійснюється за трьома групами:

I група – басейни або суббасейни з непорушеними та слабо порушеними ландшафтними територіальними структурами (ЛТС); II група – басейни або суббасейни з високим ступенем агрогенної трансформації ЛТС; III – басейни або суббасейни з високим ступенем агрогенної трансформації ЛТС і ґрунтово-ерозійною небезпекою.

Для інтегральної оцінки стану територій водозбору річки за рівнем агрогенної трансформації та водно-ерозійної деструкції ландшафтних структур у межах різнопорядкових суббасейнів використовується метод просторової інтерполяції ймовірнісного кригінгу програми *ArcGIS* [35].

Ймовірнісний кригінг використовує змінні індикатори (від 0 до 1) і вихідні безперервні значення даних для розрахунку ймовірності їх відхилення від заданого значення середньої координати, якій надається значення близько 0,5. Значення 0,5 устанавлюється рівним гранично допустимій наявності частки площ дестабілізуючих чинників: загальна розораність (*ЗР*) – менше 30%, частка еродованої ріллі (*Е*) – менше 20%, частка розораних схилів (*РС*) – менше 10%, частка схилів південної експозиції (*СПЕ*) – менше 25%. У результаті геомодельовання створюють інтерполяційні растри вхідних значень у єдиних межах від 0 до 1, де значення «0» відповідає низькому або мінімальному ступеню порушення басейнових ЛТС, значення «1» надано відповідно суббасейнам із максимальним або високим ступенем порушення ЛТС. Із використанням алгебри карт розраховується середньоарифметичне значення суми растрів розподілу дестабілізуючих чинників і створюється інтегральна модель (*ІРМ*) водозбірної території річки за рівнем агрогенної трансформації та водно-ерозійної деструкції басейнових ЛТС:

$$IPM = \frac{ЗР + E + РС + СПЕ}{4} \quad (19)$$

Ступінь трансформації визначається за вимірювальною шкалою від 0 до 1, яка складається з 6-ти кількісно-якісних ділень: відсутня або слабка (0–0,1), помірна (0,1–0,3), середня (0,3–0,5), сильна (0,5–0,7), дуже сильна (0,7–0,8), катастрофічна (0,8–1,0).

Еколого-демографічну ситуацію на території басейну оцінюють на основі статистичних щорічних даних Міністерства охорони здоров'я України та ДУ «Український інститут стратегічних досліджень МОЗ України» за показниками вперше зареєстрованих захворювань, у т. ч. злоякісні новоутворення, системи кровообігу, органів дихання, шкіри та підшкірної клітковини, сечостатевої системи, вроджені аномалії.

6. Механізм організації природокористування на території транскордонного басейну річки здійснюється відповідно з авторською ієрар-

хічною моделлю організації геоінформаційно-аналітичної системи моніторингу та управління басейновим природокористуванням, методикою визначення структури земельного фонду водозбору та розробкою проекту басейнової організації природокористування на території водозбору річки з використанням ГІС і ДЗЗ-технологій [35], яка повинна включати наступні етапи: 1 – землевпорядкування ріллі на основі позиційно-динамічних і басейнових принципів; 2 – проектування лісних насаджень; 3 – проектування водоохоронних зон; 4 – раціоналізація використання кормових угідь; 5 – проектування рекреаційних зон; 6 – виявлення нових природних резерватів.

Розроблення та впровадження відповідних ґрунто- та водоохоронних заходів із облаштування водозбірної території мають бути переведені в науково-правову площину організації природокористування із забезпеченням відповідних землевпорядних дій, що представлені в табл. 3.

При територіальному плануванні водозбірних басейнів необхідно знайти компроміс між досягненням екологічної стійкості агроландшафтів і економічно вигідною інтенсивністю сільськогосподарського виробництва з отриманням стабільних урожаїв. Для цього варто визначити найбільш пріоритетні способи екологізації ріллі, серед яких її скорочення є крайнім заходом.

Таблиця 3. Критерії та заходи землевпорядних робіт при басейновій організації природокористування

Заходи 1	Критерії 2
<i>Організація території ріллі</i>	
Інтенсивне використання, прямолінійна організація території	Ухил до 3°, незмиті ґрунти
Зернотрав'яна сівозмінна, контурна організація території	Ухил 3-5°, переважно слабозмиті ґрунти, відстань від плакорів не більше 200-300 м
Зернотрав'яна сівозмінна, контурна організація, залужені водостоків. Смугове розміщення культур (на 4-6 захватів агрегату при посіві)	Ухил 3-5°, переважно слабозмиті ґрунти, відстань від плакорів не більше 200-300 м, мікроложбинний рельєф
Ґрунтозахисні сівозміни, контурна організація	Ухил 5-7°, переважно середньозмиті ґрунти, відстань від плакорів не більше 300-500 м
Консервація ріллі	Ухил більше 7°. Сильно еродовані угіддя. Угіддя, які зазнали забруднення, вторинного засолення, осушення, ущільнення
Залуження водостоків	Ложбини і мікроложбини на території ріллі
Трансформація ріллі в кормові угіддя	Ухил понад 7°, переважно сильнозмиті ґрунти, відстань від плакорів понад 500 м
<i>Проектування лісових насаджень і виділення земель для природного самовідновлення</i>	
Суцільне залісення екологічно-придатними породами дерев	Ухил більше 16° і площі, пориті струменистими розмивами, вимоїнами і ярами. Ділянки незадернованих і розбитих пісків. Відкоси ярів. Верхів'я балок.

Продовження таблиці 3

1	2
Ґрунтозахисні лісосмуги шириною 9-15 м	Вздовж межі польової і зернотрав'яної сівозмін. Відстань від вододілу 500-600 м
Стокорегулюючі лісосмуги шириною 12,5-20 м. Конструкція ажурна з введенням 25% низькорослих чагарників	Контурно вздовж межі зернотрав'яної і ґрунтозахисної сівозмін
Прибалочні і прибалкові лісосмуги, конструкція щільна з наявністю 40-50% чагарникових порід. Ширина 12,5-21 м	На відстані 2-5 м від бровки ярів і балок. Вище вершини яру на 15-20 м
Водоохоронні лісосмуги шириною до 20 м	На берегах водойм, в межах водоохоронних зон та прибережних лісосмуг
Посадка лісосмуг контурно вздовж меж полів сівозмін трьохрядні протиерозійні лісосмуги	Межі полів сівозмін на схилах понад 3°
Самозаростання лісом	На територіях, що безпосередньо прилягають до лісних масивів з поростю лісу
Створення реміз	Невеликі ділянки на території ріллі (група чагарників, западина, що поросла травою і ін.)

До таких способів у порядку пріоритету використання можна віднести:

1. Зміна частки стабілізуючих сівозмін на ріллі за рахунок збільшення площ багаторічних трав. Це найоптимальніший спосіб підвищення екологічної стабільності ріллі без скорочення її площі [36].

У структурі польових сівозмін на схилах крутизною 0–3° необхідно вводити до 20% багаторічних трав. На схилах 3–5° впроваджують зернотрав'яні сівозміни з часткою багаторічних бобово-злакових трав до 50% і не допускають вирощування просапних культур. Найбільш ерозійно небезпечні ділянки ріллі на схилах крутизною понад 5° необхідно повністю віддати під травопільні та ґрунтозахисні сівозміни.

2. Упровадження агролісомеліоративних заходів на ріллі, а саме збільшення частки контурних протиерозійних лісосмуг на схилах. Численні дослідження переконливо довели, що під захистом лісових смуг продуктивність ріллі підвищується на 15–30%. Середня врожайність зернових культур під захистом лісонасаджень вище на 18–23%, технічних культур – на 20–26%, кормових – на 29–41%. Найбільш стійкі ландшафтні умови формуються при частці агролісомеліоративних насаджень на ріллі в зоні Лісостепу – 3,0–3,5% і в зоні Степу – 3,5–4,5%.

3. Тимчасова (поворотна) консервація сильноеродованої ріллі. Такі землі слід перевести в довгостроковий поклад. Сукцесії, які з'являються на покладах, характерні для зональних екосистем, мають значний ресурсний і біосферний потенціал і особливо важливі для відновлення родючості ґрунтів. Для формування екологічно стабільних покладів необхідно досягнення ними як мінімум 10-річного віку, а передчасне їх

повернення в сільськогосподарське використання посилить їх ерозійну деструкцію.

4. Трансформація сильно деградованих ділянок ріллі в інші види угідь. При цьому слід враховувати фізико-географічні умови території: для зони Лісостепу – переважно вибіркоче заліснення, для Степу – переведення в природні кормові угіддя. На ріллі, що залишилася після скорочення, слід максимально сконцентрувати енергетичні та матеріальні ресурси для екологічно безпечної інтенсифікації сільськогосподарського виробництва з метою отримання обсягів продукції, необхідних для сталого розвитку економіки регіону та країни.

Іншим способом підвищення екологічної стійкості басейнових ландшафтних територіальних структур є облаштування природно-кормових угідь, зокрема виділення площ під їх природне самовідновлення та створення умов для розширеного відтворення родючості ґрунтів. Природне самовідновлення планується здійснити шляхом проведення суцільного заліснення, насадження лісосмуг, виділення ділянок для самозарастання лісом, створення реміз. Заходи для заліснення території проводять шляхом створення різних типів насаджень і з урахуванням високої природної здатності листяних насаджень до розростання від початкових лісових масивів. При проектуванні місць заліснення використовують наступні прийоми: суцільне заліснення крутих еродованих схилів; заліснення у вигляді прибалкових і прибалочних лісових смуг на межі ріллі та кормових угідь; суцільне заліснення верхньої частини балок у верхів'ях річок і місцях скупчення джерел; заліснення водоохоронної зони річок.

Особливу увагу слід приділяти водоохоронній лісистості – лісонасадження в межах водоохоронної зони запобігають забрудненню, замуленню водних об'єктів і виснаженню їх вод. Особливе значення водоохоронна лісистість набуває в зонах Лісостепу та Степу, де сума опадів у 1,5–1,7 рази менше суми їх випаровування. На площах ріллі, де на непридатних ділянках зустрічаються острівці з природною рослинністю, пропонується організувати ремізи – ділянки з частково штучно загущеною рослинністю, із забороною випасу худоби та сінокосіння, ці ділянки служать укриттям для диких тварин. Під самозарастання відводяться ділянки, віддалені від населених пунктів. Це верхів'я ярів і балок, прилеглих до великих прияркових лісових смуг або лісових масивів, і в яких спостерігаються ознаки відновлюваних сукцесій. У деяких випадках такі балки «обрамляють» проектними додатковими лісосмугами для підсилення розростання деревно-чагарникової рослинності.

Розроблення та впровадження відповідних ґрунто- та водоохоронних заходів із облаштування водозбірної території оптимально проводити на рівні басейнів 5–4-го порядків і нижче на басейнових позиційно-

динамічних, адаптивно-ландшафтних і геосистемних принципах і здійснювати у відповідності до алгоритму оцінки стану водозбору та розроблення проекту басейнової організації природокористування зі застосуванням ГІС і ДЗЗ-технологій (рис. 5).

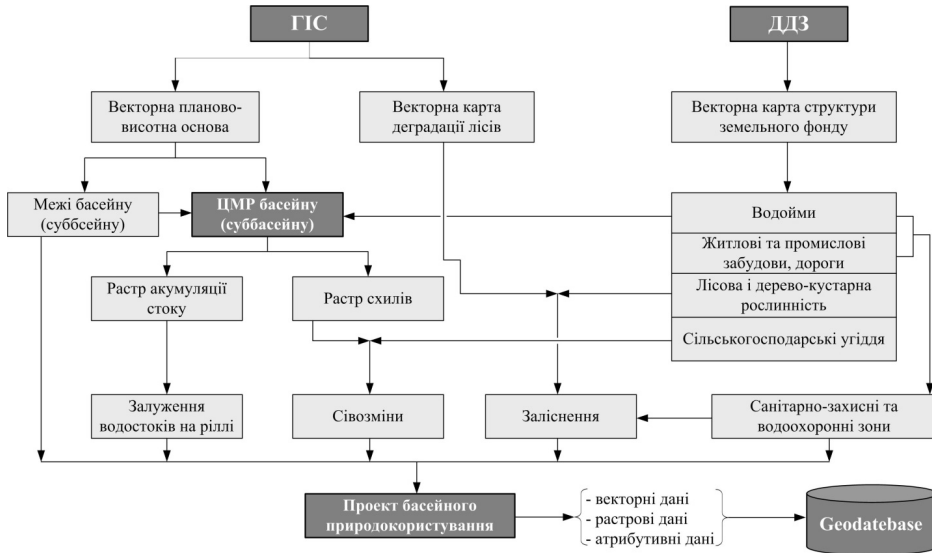


Рис. 5. Алгоритм оцінки стану водозбору та розроблення проекту басейнової організації природокористування із застосуванням ГІС і ДЗЗ-технологій

Вихідною інформацією для протиерозійного проектування ландшафтів слугують відомості про структуру земельного фонду території транскордонного басейну та його суббасейнів. Головним джерелом актуальних відомостей для здійснення геопланування є дані дистанційного зондування Землі зі супутникових апаратів *Landsat* із просторовим дозволом до 15 метрів.

У результаті здійснення всіх просторових операцій створюють геоінформаційні проекти протиерозійної оптимізації структури земельного фонду на основі ґрунто- та водоохоронного облаштування територій для кожного суббасейну. Першочергове облаштування здійснюють на територіях суббасейнів із високим ступенем агрогенної трансформації ландшафтів.

Екологічну ефективність оптимізації агроландшафтів басейну необхідно оцінювати за співвідношенням стабілізуючих і дестабілізуючих угідь, виражених через набір коефіцієнтів.

1. Коефіцієнт природної захищеності ($K_{пз}$) [37] визначає рівень стійкості природних ландшафтів до антропогенних впливів, який залежить,

перш за все, від кількості та характеру розподілу земель екологічного фонду: природних біогеоценозів, природоохоронних зон і особливо природних територій, що знаходяться під охороною:

$$K_{пз} = \frac{\sum S_{ст}}{S} \quad (20)$$

де $S_{ст}$ – площа земель екологічного фонду; S – площа дослідної території. Для досягнення критичного рівня захищеності хоча б половина всього земельного фонду повинна належати до стабілізуючих ландшафтів.

2. Стійкість агроландшафту (K_{CA}) можна оцінити за співвідношенням площ, зайнятих середньоформуючими та дестабілізуючими угіддями за формулою [38]:

$$K_{CA} = \frac{\sum S_{ст}}{\sum S_{дест}} \quad (21)$$

де $S_{ст}$ – площа стабілізуючих угідь; $S_{дест}$ – площа дестабілізуючих угідь.

Сприятливій екологічній стійкості відповідає коефіцієнт $K_{CA} \geq 0,71$, відносно сприятливій – 0,70–0,60, задовільній – 0,59–0,56, напруженій – 0,55–0,46, критичній – $K_{CA} \leq 0,45$.

До стабілізуючих елементів ландшафту відносять природну деревно-чагарникову трав'янисту рослинність, сади, кормові угіддя, частину орних земель, зайнятих багаторічними травами, болота, водні об'єкти; до дестабілізуючих – ріллю, яри, зсуви, площі під забудовою та дорогами, промисловими об'єктами, іншими ділянками, що зазнали значних антропогенних змін.

3. Більш детальну оцінку екологічного стану ландшафтів дає коефіцієнт екологічної стабільності (K_{EC}), який враховує диференційований внесок кожного елемента ландшафту через систему коефіцієнтів [39]:

$$K_{EC} = \frac{\sum S_i \cdot k_i}{S} \cdot K_p \quad (22)$$

де S_i – площа угіддя i -го виду; k_i – коефіцієнт екологічної стабільності угіддя i -го виду (табл. 4); S – загальна площа оцінюваної території; K_p – коефіцієнт морфологічної стабільності рельєфу (1 – для стабільних територій, 0,7 – для нестабільних, наприклад, пісків, зсувів, крутих схилів).

Якщо значення $K_{EC} \leq 0,33$ – територія екологічно нестабільна, 0,34–0,50 – помірно стабільна, 0,51–0,66 – середня ступінь стабільності, $K_{EC} \geq 0,67$ – територія екологічно стабільна.

Таблиця 4. Коефіцієнти екологічної оцінки угідь

Вид угідь	Коефіцієнт екологічної стабільності угіддя, k_i
Забудовані території та дороги	0,00
Рілля	0,14
Виноградники	0,29
Лісополоси	0,38
Фруктові сади і чагарники	0,43
Городи	0,50
Сінокоси	0,62
Пасовища	0,68
Водойми та болота природного походження	0,79
Ліси природного походження	1,00

Застосування методології просторово-часової оцінки стану екосистеми басейнів річок і організації раціонального природокористування дозволить оптимізувати структуру земельного фонду, зменшити ризики екологічної деструкції земельних і водних ресурсів, забезпечити екологізацію сільського господарства та поліпшення екологічної ситуації в річкових басейнах.

Висновок. Методологія та методичні підходи оцінки екологічної ситуації у водозборах і еколого-раціональної експлуатації їх територій мають базуватися на визначенні парагенетичних причинно-наслідкових зв'язків складових території водозбору та розумінні басейну як цілісної позиційно-динамічної просторово-організованої системи ерозійного комплексу. Тому дослідження стану й забезпечення екологічної стійкості басейну річок за умов раціонального використання їх природних ресурсів має важливе значення. Розроблена методологія та авторські методики дозволяють ефективно та всебічно оцінити поточний стан басейну річки, прогнозувати розвиток ситуації та визначати напрямки оптимізації землекористування в межах єдиного водозбірного комплексу. Методологічна схема дослідження включає шість логічно-послідовних блоків: визначення внутрішньої геоморфологічної структури території водозбору; дослідження змін клімату та ґрунтово-кліматичного потенціалу; дослідження стану басейнових ландшафтних територіальних структур; екологічна оцінка якості поверхневих вод; оцінка рівня порушення екологічного стану басейну річки; механізм організації природокористування на території транскордонного басейну річки.

Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф 84.

МЕТОДОЛОГИЯ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ БАСЕЙНОВ РЕК И ОРГАНИЗАЦИИ РАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

Пичура В.И. – д.с.-х.н.

Потравка Л.А. – д.э.н.

*ГВУЗ «Херсонский государственный аграрный университет»,
pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com*

Водная Рамочная директива 2000/60/ЕС акцентирует внимание на необходимости интегрированного управления водными ресурсами, которое должно осуществляться на основе бассейновых принципов. На бассейновом уровне осуществляются взаимосвязи составляющих экосистем, генетического, исторического и функционального характера, выраженные непрерывным обменом веществ, энергии и информации. Бассейны рек необходимо рассматривать как целостные «эрозионные комплексы», определяющие парагенетических связи и оказывают влияние верхнего звена бассейна на состояние его нижнего звена. Территория водосборного бассейна является целостной функциональной системой, включает социально-значимые природные ресурсы (водные, земельные и лесные), которые являются ценными для пользователей, к числу которых относятся коммерческие, промышленные и правительственные организации. Поэтому исследования состояния и обеспечения экологической устойчивости бассейна рек имеют важное значение. Исчерпанность традиционных подходов к природопользованию в речных бассейнах, недостатки современной концептуальной, методической базы анализа и оценки структурно-функционального состояния водосборов обуславливают необходимость совершенствования теоретико-методологических основ бассейновой организации природопользования. Разработанная методология и предложенные авторские методики позволяют оценить текущее состояние бассейна реки, прогнозировать развитие ситуации и определять направления оптимизации землепользования в пределах единого водосборного комплекса. Методологическая схема исследования включает шесть логически-последовательных блоков: определение внутренней геоморфологической структуры территории водосбора; исследования изменения климата и почвенно-климатического потенциала; исследования состояния бассейновых ландшафтных территориальных структур; экологическая оценка качества поверхностных вод; оценка степени нарушения экологического состояния бассейна реки; механизм организации природопользования на территории бассейна реки. Применение методологии позволит оптимизировать структуру земельного фонда, уменьшить риски экологической деструкции земельных и водных ресурсов, обеспечить экологизацию сельского хозяйства и способствует улучшению экологической ситуации в речных бассейнах.

Ключевые слова: водосборная территория, бассейн реки, методология, методика, экосистема, рациональное природопользование, моделирование, прогнозирование, ГИС, ДЗЗ-технологии.

METHODOLOGY OF SPATIO-TEMPORAL ASSESSMENT OF THE RIVER ECOSYSTEM STATE AND ORGANIZATION OF RATIONAL USING OF NATURE

*Pichura V.I. – Doctor of Agricultural Sciences,
Potravka L.O. – Doctor of Economic Sciences
Kherson State Agricultural University,
pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com*

Water Framework Directive 2000/60/EU emphasizes the need of integrated water resources control, which should be implemented on basin principles. At the basin level, interconnections of ecosystems are made, of genetic, historical and functional nature, which expressed through continuous metabolism, energy and information. River basins should be considered as integral «erosion complexes» that determine paragenetic connections and influence of the upper link of the basin to the condition of its lower link. The territory of the catchment basin is a comprehensive functional system that concentrates the socially significant natural resources (water, land and forests) that determine the value and importance of the water catchment for users, including commercial, industrial and governmental organizations. Therefore, the study of the state and provision of ecological sustainability of the river basin is important. The exhaustiveness of traditional approaches to using of nature in river basins, the shortcomings of the modern conceptual, methodological base of analysis and assessment of the structural and functional state of watersheds necessitate the improvement of theoretical and methodological foundations of the basin organization of using of nature. Developed methodology and the proposed author's methods allow comprehensive evaluation of the current state of the river basin, to forecast the development of the situation and to determine the directions of land use optimization within a single water catchment complex. The methodological scheme of the study includes six logical-sequential blocks: determination of the internal geomorphological structure of the catchment area; research of climate change and soil-climate potential; study of the state of basin landscape territorial structures; ecological assessment of surface water quality; assessment of the level of disturbance of the ecological state of the river basin; mechanism of organization of nature using on the territory of the river basin. The application of the methodology will allow optimizing the structure of the land fund, reducing the risks of ecological degradation of land and water resources, ensuring the ecologisation of agriculture and improving the ecological situation in river basins.

Keywords: catchment area, river basin, methodology, methodic, ecosystem, rational use of nature, modeling, forecasting, GIS, RSE-technologies.

ЛІТЕРАТУРА

1. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. 2000. L. 327. P. 1–72.
2. Хортон Р.Е. Эрозионное развитие рек и водосборных бассейнов. Москва: Иностран. лит-ра, 1948. 158 с.

3. Strahler, A.N. Hypsometric (Area Altitude) Analysis of Erosional Topology. *Geological Society of America Bulletin*. 1952. P. 1117–1142.
4. Швебе Г. И. Концентрация природно-хозяйственных систем и вопросы рационального природопользования. *География и природные ресурсы*. 1987. № 2. С. 30–38.
5. Lisetskii F.N., Pavlyuk Ya.V., Kirilenko Zh.A., Pichura V.I. Basin organization of nature management for solving hydroecological problems. *Russian Meteorology and Hydrology*. 2014. Vol. 39, No. 8. P. 550–557.
6. Amakali M., Shixwameni L. River basin management in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth*. 2003. Vol. 28, Is. 20–27. P. 1055–1062.
7. Dinar A., Kemper K., Blomquist W., Kurukulasuriya P. Whitewater: Decentralization of river basin water resource management. *Journal of Policy Modeling*. 2007. Vol. 29, Is. 6. P. 851–867.
8. Molle B., Tomas S., Hendawi M., Granier J. Evaporation and wind drift losses during sprinkler irrigation influenced by droplet size distribution. *Irrigation and Drainage*. 2012. Vol. 61, Is. 3. P. 240–250.
9. Bozzola M., Swanson T. Policy implications of climate variability on agriculture: Water management in the Po river basin, Italy. *Environmental Science & Policy*. 2014. Vol. 43. P. 26–38.
10. Barbosa M.C., Mushtaq S., Alam K. Integrated water resources management: Are river basin committees in Brazil enabling effective stakeholder interaction? *Environmental Science & Policy*. 2017. Vol. 76. P. 1–11.
11. Пичура В.І. Структура гідрогеоморфологічної системи для створення геоснови екологічного каркаса басейну річки Дніпро. *Вісник Дніпропетровського державного агро-економічного університету*. 2016. № 2 (40). С. 19–25.
12. Корытный Л.М. Бассейновая концепция в природопользовании. Иркутск: Изд-во Института географии СО РАН, 2001. 163 с.
13. Кашавцева А.Ю., Шипулин В.Д. Моделирование речных бассейнов средствами ArcGIS 9.3. *Ученые записки Таврического национального университета В.И. Вернадского. Серия «География»*. 2011. Том 24 (63), № 3. С. 85–92.
14. Пичура В.И., Павлюк Я.В. Геоинформационное районирование орошаемых и неорошаемых агроландшафтов по основным типам бассейнов средствами ARCGIS на примере Херсонской области. Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета: збірник матеріалів форуму. Херсон: ХТПП, 2015. – С. 304–312.
15. Самнер Г. Математика для географов. Москва: Прогресс, 1981. 297 с.
16. Карманов И. И. Плодородие почв СРСР. Москва: Колос, 1980. 224 с.
17. Волобуев В.Р. Введение в энергетику почвообразования. Москва: Наука, 1974. 126 с.

18. Lisetskii F., Chepelev O. Quantitative substantiation of pedogenesis model key components. *Advances in Environmental Biology*. 2014. No 8(4). P. 996-1000.
19. Lisetskii F.N., Pichura V.I. Assessment and forecast of soil formation under irrigation in the steppe zone of Ukraine. *Russian Agricultural Sciences*. 2016. No 2. P. 154–158.
20. Олійник В.С., Белова Н.В. Еродованість земель в агроландшафтах Передкарпаття. *Геополітика и екогеодинаміка регіонів*. 2014. Т. 10, Вып. 2. С. 361–364.
21. Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agriculture Handbook*. 1997. No. 703. P. 126–131.
22. Dudiak N.V., Pichura V.I., Potravka L.A., Straticuk N.V. Geomodelling of Destruction of Soils of Ukrainian Steppe Due to Water Erosion. *Journal of Ecological Engineering*. 2019. Vol. 20, Iss. 8. P. 192–198.
23. Mayer Y. Wavelets, generalized white noise and fractional: the synthesis of fractional Brownian motion. *The Journal of Fourier Analysis and Applications*. 1995. No 5(5). P. 465–494.
24. Ouyang Y., Parajuli P.B., Leininger T.D., Feng G. Identify temporal trend of air temperature and its impact on forest stream flow in Lower Mississippi River Alluvial Valley using wavelet analysis. *Journal of Environmental Management*. 2017. Vol. 198, Part 2. P. 21–31.
25. Андерсон Т. Статистический анализ временных рядов. Москва: Наука, 1976. 343 с.
26. Дедков А. П., Мозжерин В.И. Эрозия и сток наносов на Земле. Казань: Изд-во Казанского ун-та, 1984. 264 с.
27. Пічуря В.І. Геомодельовання зональної небезпеки забруднення біогенними речовинами поверхневих вод у транскордонному басейні Дніпра. *Біоресурси і природокористування*. 2017. Том 9, № 1–2. С.24–36.
28. Литвин Л. Ф., Кирюхина З.П. Почвенно-эрозионная миграция биогенов и загрязнение поверхностных вод. *Эрозия почв и русловые процессы*. 2004. Вып. 14. С. 45–63.
29. Хендерсон-Селлерс Б. Инженерная лимнология / [пер.с англ. под ред. К.Я. Кондратьева]. Ленинград: Гидрометеиздат, 1987. 335с.
30. Pichura V.I., Malchykova D.S., Ukrainskij P.A., Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. Anthropogenic Transformation of Hydrological Regime of The Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*. 2018. Vol. 45 (3). P. 445–453.
31. Шумаков Ф.Т. Разработка методов космического мониторинга трофического состояния водоемов. *Ученые записки Таврического национального университета имени В.И. Вернадского. Серия: География*. 2011. № 3, Том 24(63). С. 162–172.

32. Юрасов С. Н., Кур'янова С. О., Юрасов Н. С. Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2009. № 5. С. 42–53.
33. Пічура В.І., Шахман І.О., Бистрянцева А.М. Просторово-часова закономірність формування якості води в річці Дніпро. *Біоресурси і природокористування*. 2018. Том 10, № 1-2. С. 44–57.
34. Aspinall R., Pearson D. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: Linking landscape ecology, environmental modeling and GIS. *Journal of Environmental Management*. 2000. Vol. 59(4). P. 299–319.
35. Pichura V.I., Domaratsky Y.A., Yaremko Yu.I., Volochnyuk Y.G., Rybak V.V. Strategic Ecological Assessment of the State of the Transboundary Catchment Basin of the Dnieper River Under Extensive Agricultural Load. *Indian Journal of Ecology*. 2017. Vol. 44 (3). P. 442–450.
36. Лисецкий Ф.Н., Землякова А.В., Нарожняя А.Г., Терехин Э.А., Пичура В.И., Буряк Ж.А., Самофалова О.М., Григорьева О.И. Геопланирование сельских территорий: опыт реализации концепции бассейнового природопользования на региональном уровне. *Вестник ОНУ. Серия: Географические и геологические науки*. 2014. № 19. Вып. 3 (22). С. 125–137.
37. Кочуров Б.И., Иванов Ю.Г. Оценка эколого-хозяйственного состояния территории административного района. *География и природные ресурсы*. 1987. № 87. С. 49–53.
38. Лопырев М.И., Макаренко С.А. Агроландшафты и земледелие. Воронеж: ВГАУ, 2001. 168 с.
39. Рыбарски И., Гайссе Э. Влияние состава угодий на экологическую стабильность территории. Землеустроительные работы в специфических условиях. Татранска Ломница, 1981. С. 19–26.

REFERENCES

1. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. (2000). *Official Journal of the European Communities*, L. 327, 1–72.
2. Horton R.E. (1948). *Eroзионное развитие рек и водосборных бассейнов* [Erosive development of rivers and watersheds]. Moscow: Foreign Literature. [in Russian].
3. Strahler, A.N. (1952) Hypsometric (Area Altitude) Analysis of Erosional Topology. *Geological Society of America Bulletin*, 1117–1142.
4. Shvebs G.I. (1987) *Kontsentratsiya prirodno-khozyaystvennykh sistem i voprosy ratsional'nogo prirodo-pol'zovaniya* [Concentration of natural-economic systems and issues of rational nature management]. *Geography and natural resources*, no. 2, 30–38. [in Russian].

5. Lisetskii F.N., Pavlyuk Ya.V., Kirilenko Zh.A., Pichura V.I. (2014) Basin organization of nature management for solving hydroecological problems. *Russian Meteorology and Hydrology*, Vol. 39, no. 8, 550–557.
6. Amakali M., Shixwameni L. (2003). River basin management in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 28, Is. 20–27, 1055–1062.
7. Dinar A., Kemper K., Blomquist W., Kurukulasuriya P. (2007). Whitewater: Decentralization of river basin water resource management. *Journal of Policy Modeling*, Vol. 29, Is. 6, 851–867.
8. Molle B., Tomas S., Hendawi M., Granier J. (2012). Evaporation and wind drift losses during sprinkler irrigation influenced by droplet size distribution. *Irrigation and Drainage*, Vol. 61, Is. 3, 240–250.
9. Bozzola M., Swanson T. (2014). Policy implications of climate variability on agriculture: Water management in the Po river basin, Italy. *Environmental Science & Policy*, Vol. 43, 26–38.
10. Barbosa M.C., Mushtaq S., Alam K. (2017). Integrated water resources management: Are river basin committees in Brazil enabling effective stakeholder interaction? *Environmental Science & Policy*, Vol. 76, 1–11.
11. Pichura V.I. (2016). *Struktura gidrogeomorfologichnoi' systemy dlja stvorennja geoosnovy ekologichnogo karkasa basejnu richky Dnipro* [Structure of the hydrogeomorphological system for the creation of geobases of the ecological framework of the Dnieper River basin]. *Bulletin of Dnipropetrovsk State Agro-Economic University*, no. 2 (40), 19–25. [in Ukrainian].
12. Korytny L.M. (2001). *Basseynovaya kontsepsiya v prirodopol'zovanii* [Basin concept in nature management]. Irkutsk: Publishing House of the Institute of Geography SB RAS. [in Russian].
13. Kashchavtseva A.Yu., Shipulin V.D. (2011). *Modelirovanie rechnykh basseynov sredstvami ArcGIS 9.3* [Modeling river basins using ArcGIS 9.3]. *Scientific notes of Taurida National University V.I. Vernadsky. Series "Geography"*, Vol. 24 (63), no. 3, 85–92. [in Russian].
14. Pichura V.I., Pavlyuk Y.V. (2015). *Geoinformatsionnoe rayonirovanie oroshaemykh i neoroshaemykh agrolandshafov po osnovnym tipam basseynov sredstvami ARCGIS na primere Khersonskoy oblasti* [Geoinformational zoning of irrigated and non-irrigated agrolandscapes according to the main types of basins using ARCGIS using the example of the Kherson region]. *Clean Misto. Clean Rika. Clean planet: Collection of forum materials*. Kherson: KhTPP, 304–312. [in Russian].
15. Sumner G. (1981). *Matematika dlya geografov* [Mathematics for Geographers]. Moscow: Progress. [in Russian].
16. Karmanov I.I. (1980). *Plodorodie pochv SRSR* [Soil fertility of the USSR]. Moscow: Kolos. [in Russian].
17. Volobuev V.R. (1974). *Vvedenie v energetiku pochvoobrazovaniya* [Introduction to the energy of soil formation]. Moscow: Nauka. [in Russian].

18. Lisetskii F., Chepelev O. (2014). Quantitative substantiation of pedogenesis model key components. *Advances in Environmental Biology*, no. 8(4), 996–1000.
19. Lisetskii F.N., Pichura V.I. (2016). Assessment and forecast of soil formation under irrigation in the steppe zone of Ukraine. *Russian Agricultural Sciences*, no 2, 154–158.
20. Olyinik V.S., Bulova N.V. (2014). *Erodovanist' zemel' v agrolandshaftah Peredkarpattja* [Land erosion in the agrolandscapes of Peredkarpattya]. *Geopolitics and ecogeodynamics of regions*, Vol. 10, no. 2, 361–364. [in Ukrainian].
21. Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agriculture Handbook*, no. 703, 126–131.
22. Dudiak N.V., Pichura V.I., Potravka L.A., Strachuk N.V. (2019). Geomodelling of Destruction of Soils of Ukrainian Steppe Due to Water Erosion. *Journal of Ecological Engineering*, Vol. 20, Iss. 8, 192–198.
23. Mayer Y. (1995). Wavelets, generalized white noise and fractional: the synthesis of fractional Brownian motion. *The Journal of Fourier Analysis and Applications*, no. 5(5), 465–494.
24. Ouyang Y., Parajuli P.B., Leininger T.D., Feng G. (2017). Identify temporal trend of air temperature and its impact on forest stream flow in Lower Mississippi River Alluvial Valley using wavelet analysis. *Journal of Environmental Management*, Vol. 198, Part 2, 21–31.
25. Anderson T. (1976). *Statisticheskij analiz vremennykh ryadov* [Statistical Time Series Analysis]. Moscow: Nauka. [in Russian].
26. Dedkov A.P., Mozherin V.I. (1984). *Eroziya i stok nanosov na Zemle* [Erosion and sediment runoff on Earth]. Kazan: Publishing house of Kazan University. [in Russian].
27. Pichura V.I. (2017). *Geomodeljuvannja zonal'noi' nebezpeky zabrudnennja biogennyh rehovynamy poverhnevnyh vod u transkordonnomu basejni Dnipra* [Geomodeling of zonal hazard of surface water contamination with biogenic substances in the transboundary basin of the Dnieper]. *Bioresources and environmental management*, Vol. 9, no. 1-2, 24–36. [in Ukrainian].
28. Litvin L.F., Kiryukhina Z.P. (2004). *Pochvenno-erozionnaya migratsiya biogenov i zagryaznenie poverkhnostnykh vod* [Soil-erosion migration of nutrients and surface water pollution]. *Soil erosion and channel processes*, vol. 14, 45–63. [in Russian].
29. Henderson-Sellers B. (1987). *Ynzhenernaja limnologija* [Engineering Limnology]. K.Ya. Kondratiev (Ed.). Leningrad: Gidrometeoizdat. [in Ukrainian].
30. Pichura V.I., Malchykova D.S., Ukrainskij P.A., Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. (2018). Anthropogenic Transformation of Hydrological Regime of The Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*, vol. 45 (3), 445–453.

31. Shumakov F. T. (2011). *Razrabotka metodov kosmicheskogo monitoringa troficheskogo sostoyaniya vodoemov* [Development of methods for space monitoring of the trophic state of water bodies]. *Scientific notes of the Taurida National University named after V.I. Vernadsky. Series: Geography*, no 3, vol. 24 (63), 162–172. [in Russian].
32. Yurasov S.N., Kuryanova S.O., Yurasov N.S. (2009). *Kompleksna ocinka yakosti vod za riznymi metodykamy ta shljahy i'i' vdoskonalennja* [Complex assessment of water quality by different methods and ways of its improvement]. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, no. 5, 42–53. [in Ukrainian].
33. Pichura V.I., Shakhman I.O., Bystryantseva A.M. (2018). *Prostorovo-chasova zakonomirnist' formuvannja yakosti vody v richci Dnipro* [Spatio-temporal pattern of formation of water quality in the Dnieper River]. *Bioresources and environmental management*, vol 10, no. 1-2, 44–57. [in Ukrainian].
34. Aspinall R., Pearson D. (2000). Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: Linking landscape ecology, environmental modeling and GIS. *Journal of Environmental Management*, vol. 59(4), 299–319.
35. Pichura V.I., Domaratsky Y.A., Yaremko Yu.I., Volochnyuk Y.G., Rybak V.V. (2017). Strategic Ecological Assessment of the State of the Transboundary Catchment Basin of the Dnieper River Under Extensive Agricultural Load. *Indian Journal of Ecology*, vol. 44 (3), 442-450.
36. Lisetskiy F.N., Zemlyakova A.V., Narozhnaya A.G., Terekhin E.A., Pichura V.I., Buryak Zh.A., Samofalova O.M., Grigoryeva O.I. (2014). *Geoplanirovanie sel'skikh territoriy: opyt realizatsii kontseptsii basseynovogo prirodopol'zovaniya na regional'nom urovne* [Geo-planning of rural areas: experience in implementing the concept of basin environmental management at the regional level]. *Bulletin of ONU. Series: Geographical and geological sciences*, no. 19, vol. 3 (22), 125–137. [in Russian].
37. Kochurov B.I., Ivanov Yu.G. (1987). *Otsenka ekologo-khozyaystvennogo sostoyaniya territorii administrativnogo rayona* [Assessment of the ecological and economic condition of the territory of the administrative region]. *Geography and natural resources*, no. 87, 49-53. [in Russian].)
38. Lopyrev M.I., Makarenko S.A. (2001). *Agrolandshafy i zemledelie* [Agrolandscapes and agriculture]. Voronezh: VGU. [in Russian].
39. Rybarski I., Geiss E. (1981). *Vliyanie sostava ugodiy na ekologicheskuyu stabil'nost' territorii* [The influence of land composition on the ecological stability of the territory]. *Land management work in specific conditions, Tatranska Lomnica*, 19–26. [in Russian].