

<https://doi.org/10.15407/knit2020.05.038>

УДК 504.064.3: 528.854: 581.5

О. Д. ФЕДОРОВСЬКИЙ¹, зав. відділу системного аналізу, д-р фіз.-мат. наук, проф., чл.-кор. НАН України

Л. М. ЗУБ², зав. лаб. охорони та відтворення біорізноманіття, старш. наук. співроб., канд. біол. наук

Т. М. ДЬЯЧЕНКО³, старш. наук. співроб., канд. біол. наук

О. В. ТОМЧЕНКО¹, наук. співроб., канд. техн. наук

E-mail: tomch@i.ua

А. В. ХИЖНЯК¹, наук. співроб., канд. техн. наук

В. Г. ЯКИМЧУК¹, голов. наук. співроб., д-р техн. наук

¹ Державна установа «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН Національної академії наук України» вул. Олесья Гончара 55-б, Київ, Україна, 01054

² Інститут еволюційної екології Національної академії наук України вул. Академіка Лебедева 37, Київ, Україна, 03143

³ Інститут гідробіології Національної академії наук України просп. Героїв Сталінграду 12, Київ, Україна, 02000

ДИСТАНЦІЙНЕ ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ НА ОСНОВІ БАГАТОВИМІРНОЇ ЩІЛЬНОСТІ РОЗПОДІЛУ ПЛОЩ БІОТОПІВ НА ПРИКЛАДІ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Розглядається метод багатовимірної щільності розподілу площ біотопів мілководних ландшафтів як різновид дистанційного оцінювання стану водних екосистем. В основу розробленого методу поставлено комплексування матеріалів дистанційного зондування Землі і наземних значень екологічного індексу якості води, що забезпечує отримання достатньої кількості даних. Поєднання відомих методів прагматичної оцінки якості води із підходами дешифрування космічних знімків дозволило розробити метод оцінювання екологічного стану водойм на основі багатовимірної щільності розподілу площ біотопів. Це досягається порівнянням площ різних типів біотопів, дешифрованих на космічних знімках того року, для якого відомі значення екологічного індексу якості води, з площами аналізованих біотопів тієї ж водної екосистеми на знімках попередніх років шляхом визначення міри порівняння (багатовимірної щільності розподілу площ просторових одиниць). Виділені за результатами дешифрування космічних знімків ландшафтні комплекси слугують інтегральним інформативним показником стану як гідроекосистеми, так і водозбірних територій, що значно спрощує і здешевлює роботи з наукових узагальнень та екологічного моніторингу. Площі аквально-ландшафтних комплексів шляхом обчислення міри порівняння трансформовано в екологічний індекс — показник екологічного стану екосистеми.

Ключові слова: екологічний індекс, аквально-ландшафтні комплекси, щільність розподілу площ біотопів, космічні знімки.

ВСТУП

Екологічні показники є основним інструментом для проведення оцінки стану навколишнього середовища. Показники, що базуються на достатніх часових рядах даних, можуть не тіль-

ки відображати основні тенденції, але й сприяти аналізу причин та наслідків явищ та змін, що відбуваються в екосистемі.

Основою контролю якості середовища (екологічного стану) традиційно були фізико-хіміч-

Цитування: Федоровський О. Д., Зуб Л. М., Дьяченко Т. М., Томченко О. В., Хижняк А. В., Якимчук В. Г. Дистанційне оцінювання екологічного стану водойм на основі багатомірної щільності розподілу площ біотопів на прикладі Київського водосховища. *Космічна наука і технологія*. 2020. **26**, № 5 (126). С. 38—47. <https://doi.org/10.15407/knit2020.05.038>

ні методи, що передбачають визначення низки показників: температури, прозорості води, концентрації завислих речовин, іонного складу, мінералізації, концентрації біогенних елементів, розчиненого у воді кисню, різноманітних токсикантів, показника рН тощо. Такі контрольовані показники складу і властивостей водного середовища дають формалізовану оцінку як якості гідроекосистеми, так і її відповідності чинним прагматичним нормативам якості води (питного водоспоживання, рибництва чи рекреації). Вони дозволяють оцінити перспективи та загрози порушення функцій відтворення основних біотичних компонентів екосистем водойми. Сьогодні більш вживаними стають біологічні методи оцінки екологічного стану водойми [7, 8], проте головним їхнім недоліком є потреба у багаторазових польових дослідженнях. Натурні гідробіологічні дослідження самі по собі є складними та затратними, особливо коли йдеться про мілководні комплекси, що мають значні площі чи є важкодоступними. Саме тому для організації наукових досліджень, системного контролю і оцінки впливу природних і антропогенних чинників на екологічний стан водних об'єктів найефективніше використовувати дистанційні аерокосмічні методи. Це дозволить оперативно одержувати інформацію про просторову структуру аквально-ландшафтів, можливу їхню перебудову, і, відповідно, про зміни стану гідроекосистем, що суттєво здешевить дослідження у випадку великих площ акваторій [10].

Мілководні ділянки водойм та водотоків є складовою специфічних ландшафтних комплексів, які слугують оселищами низки видів водних та прибережноводних рослин. Саме сукупності цих рослин (угруповання чи їхні поєднання), зв'язані однотипними умовами місцеперебування, маркують певні просторові структурні одиниці (типи біотопів [5] чи аквально-ландшафтні комплекси [3, 4, 12] і належать до важливих інформативних показників гідроекосистем. Саме мілководні біотопи першими реагують на будь-які зміни в гідроекосистемі, зокрема на антропогенне забруднення, і є потужними біологічними фільтрами, тому контроль за їхнім станом дозволяє не тільки оцінювати екологіч-

ну ситуацію, але і прогнозувати її розвиток [1]. Структура мілководних біотопів є інтегральним інформативним показником стану як гідроекосистеми, так і водозбірних територій. За рахунок рослинних угруповань, що розвиваються тут і добре дешифруються на космічних знімках, дані щодо розподілу зарослих площ тих чи інших фітоценозів можуть бути використані для узагальнення інформації про стан екосистеми. Аналіз ретроспективних рядів космічних знімків дозволяє проаналізувати як кількісні показники просторових структурних одиниць водного об'єкта (зокрема площі зарослих мілководь), так і якісні (структуру угруповань), спрогнозувати хід сукцесійних процесів, оцінити ресурсний потенціал гідроекосистем та виявити можливі загрози як біорізноманіттю, так і якості води.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

В основі використаних методик лежить методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [9].

Визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта в цілому або для окремих його ділянок полягає в обчисленні інтегрального або екологічного індексу (EI). Значення екологічного індексу I_E якості води визначається як середнє трьох факторних індексів:

$$I_E = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \quad (1)$$

де I_1 — індекс забруднення компонентами сольового складу, I_2 — індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників, I_3 — індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Факторний індекс I_Φ визначено за відношенням усереднених значень однієї з характеристик у кожній групі (табл. 1) до їхніх регламентованих величин:

$$I_\Phi = \frac{1}{\sum_1^n N_i}, \quad (2)$$

де N_i — номер категорії.

Ця методика потребує достатньо широкого набору показників, які не завжди є повними для певного ретроспективного ряду років, що зна-

чно ускладнює і підвищує вартість робіт, а також дає лише вже згадану прагматичну оцінку якості води, обмежуючи можливість оцінки якості екосистеми загалом та ведення екологічного моніторингу. Використання матеріалів дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) спрощує і підвищує оперативність оцінювання екологічного стану гідроекосистеми.

В основу розробленого нами методу поставлено комплексування матеріалів ДЗЗ і наземних значень ЕІ якості води, що забезпечує отримання достатньої кількості даних [13]. На першому етапі формують базу даних щодо конкретної водної екосистеми: площі біотопів чи їхніх типів визначаються по космічному знімку. За ті ж роки для цих же об'єктів одержують значення ЕІ [9]. На другому етапі виконують оперативне дистанційне оцінювання екологічного стану водних екосистем по космічних знімках, що відповідають даті аналізу. Кожен тип біотопу можна деталізувати залежно від гідрологічних особливостей водного об'єкту та просторової розрізненості космічних знімків, що використовуються у роботі. На наступному етапі для досліджуваної водної екосистеми здійснюють ідентифікацію її стану за значенням ЕІ та площ біотопів, отриманих в ході дешифрування космічних знімків.

Це досягається порівнянням площ різних типів біотопів на космічних знімках поточно-

го року з площами аналізованих біотопів тієї ж водної екосистеми на знімках попередніх років шляхом визначення міри порівняння (МП) аналізованих площ з площами попередніх років.

Міра порівняння — це багатовимірна щільність розподілу площ, яка має максимальне значення при однакових площах і зменшується у міру збільшення різниці площ [2, 14]. Потім вибирають рік з найбільшим значенням МП, тобто з найближчими площами окремих типів біотопів досліджуваного і вибраного року, що є підставою вважати їхні екологічні індекси якості води найбільш близькими.

Послідовність операцій, що реалізують пропонуваній метод.

1. Підбирається ряд безхмарних придатних для дешифрування багатоспектральних космічних знімків високої та середньої просторової розрізненості попередніх років у період максимального вегетаційного розвитку рослинності.

2. Дешифруються космічні зображення водної екосистеми попередніх років, виділяються певні просторові структурні одиниці (типи біотопів, типи ландшафтів, типи рослинних угруповань тощо) і обчислюються їхні площі.

3. Для водної екосистеми протягом ряду попередніх років обчислюється екологічний індекс якості води за формулою (1).

Таблиця 1. Показники, використані для розрахунку факторних індексів

I_1 Індекс забруднення компонентами сольового складу	I_2 Індекс трофно-сапробіологічних показників (еколого-санітарний)	I_3 Індекс специфічних показників токсичної дії
<ul style="list-style-type: none"> – сума іонів, мг/дм³ – хлориди, мг/дм³ – сульфати, мг/дм³ 	<ul style="list-style-type: none"> – рН – завислі речовини, мг/дм³ – розчинений кисень, мгО₂/дм³ – доля насичення води киснем, % – перманганатна окиснюваність, мгО/л – біохромна окиснюваність, мгО/л – біохімічне споживання кисню (БСК5), мгО₂/дм³ – азот амонійний, мгN/дм³ – азот нітратний, мгN/дм³ – азот нітритний, мгN/дм³ – фосфор фосфатний, мгP/дм³ 	<ul style="list-style-type: none"> – нафтопродукти – феноли (леткі) – цинк – ціаніди – фториди – мідь – поверхнево-активні речовини (ПАР) – хром (загальний) – залізо (загальне) – марганець (загальний) – свинець

4. Для досліджуваної водної екосистеми у поточному році підбираються N беззмарних багатоспектральних космічних знімків високої та середньої просторової розрізненості у період максимального вегетаційного розвитку рослинності.

5. Дешифруються N космічних зображень досліджуваної водної екосистеми поточного року, виділяються просторові структурні одиниці і обчислюються їхні площі.

На наступному етапі для вибраної водної екосистеми здійснюють ідентифікацію її стану порівнянням значень площ різних типів біотопів, отриманих в ході дешифрування на космічних знімках поточного року, зі значенням площ тих же типів біотопів тієї ж екосистеми на знімках попередніх років шляхом визначення міри порівняння. За максимальним значенням міри порівняння визначають рік, в якому площі типів біотопів найменше відрізняються, тобто рік, найбільш близький екологічному стану досліджуваного року.

6. Виконані у п. 5 N обчислень площ ландшафтних комплексів досліджуваної водної екосистеми, представляють вектор $\mathbf{S}_n = S_{n1}, \dots, S_{nk}, \dots, S_{nK}$ ($n = 1, 2, \dots, N$), який вважатимемо випадковим. Елементи вектора є випадковими величинами, розподіленими за нормальним законом. Потім визначаються по N замірах середні значення площ ландшафтних комплексів \bar{S}_k і їхні середні квадратичні відхилення σ_k за формулами:

$$\bar{S}_k = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N S_{nk}, \quad (3)$$

$$\sigma_k = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{n=1}^N (S_{nk} - \bar{S}_k)^2}. \quad (4)$$

7. Площі ландшафтних комплексів попередніх M років розглядаються як вибіркове значення деякого випадкового вектора $\mathbf{R}_m = (R_{m1}, \dots, R_{mk}, \dots, R_{mK})$, $m = 1, 2, \dots, M$, з невідомим значенням m , що підлягає визначенню. Це відповідає тому факту, що це площі ландшафтних комплексів m -го року.

Для порівняння досліджуваної площі ландшафтних комплексів S_k з площами ландшафтних комплексів R_m визначаються значення

щільності розподілу $p_{mk}(S_k)$:

$$p_{m,k}(S_k) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_k} \exp\left(-\frac{(R_{mk} - S_k)^2}{2\sigma_k^2}\right). \quad (5)$$

8. Порівнюються всі площі S_n ландшафтних комплексів аналізованої водної екосистеми S_n і площі R_m ландшафтних комплексів на знімках попереднього m -го року шляхом визначення багатомірної щільності розподілу $p_m(S)$, яку ми називаємо мірою порівняння:

$$p_m(S) = \prod_{k=1}^K p_{mk}(S_k) \cdot \left(\frac{1}{2\pi}\right)^{K/2} \times \prod_{k=1}^K \exp\left(-\frac{(R_{mk} - S_k)^2}{2\sigma_k^2}\right) \cdot \frac{1}{\sigma_k}, \quad (6)$$

9. Із одержаних мір порівняння визначається їхнє максимальне значення $p_{m^*}(S)$, яке відповідає року m^* .

10. Вибирається I_E відповідного року m^* , у якому площі ландшафтних комплексів найменше відрізняються від аналізованої водної екосистеми.

11. Екологічний індекс якості води аналізованої водної екосистеми встановлюють рівним EI ділянок m^* -го року, що зумовлено найменшою відмінністю площ ландшафтних комплексів і близьким екологічним станом цих об'єктів.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дистанційне оцінювання екологічного стану водойм на основі багатомірної щільності розподілу площ біотопів на прикладі Київського водосховища розпочалося з оцінки якості води за матеріалами спостережень Українського гідрометеорологічного центру (УкрГМЦ), наданими Центральною геофізичною обсерваторією МНС України за період від 1989 р. до 2015 р. Використано середньорічні значеннями ряду гідрохімічних показників (CO_2 , O_2 , $\text{N}_{(\text{зар})}$, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , $\text{P}_{(\text{зар})}$, PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Cr^{4+} , Ca^+ , K^+ , Mg^+ , Na^+ , Cu^+ , Fe^+ , нафтопродукти, феноли, ПАР, ДДТ, БСК5, біохромна окиснюваність, рН, прозорість, кольоровість, мінералізація, жорсткість, завислі речовини та ін.). Для аналізу такого значного масиву даних було використано ряд індексів оцінки якості води, що дозволило отримати більш різносторонню й адекватну ха-

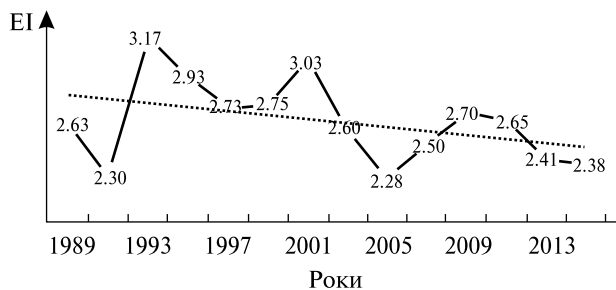


Рис. 1. Динаміка змін екологічного індексу якості води верхніх ділянок Київського водосховища

рактику, оскільки ці формалізовані показники не лише узагальнюють ширші групи первинних даних, але й враховують різні сторони гідрохімічних та екологічних процесів у водному об'єкті [6].

На основі середньорічних значень ряду гідрохімічних показників якості води Київського водосховища з 1989 р. було розраховано загальний інтегральний індекс якості води. Динаміку змін екологічного індексу наведено на рис. 1.

На підставі проведених розрахунків екологічної оцінки якості води верхів'я Київського водосховища [11] можна констатувати:

- за критерієм специфічних речовин токсичної та радіаційної дії якість води водосховища на 2011 р. можна віднести до III класу «задовільна», «слабо забруднена»; при цьому спостерігається тенденція до покращення, значення індексу змінюється від 3.7 до 2.5;

- за еколого-санітарним блоком стан водосховища можна оцінити II класом якості «добрі, досить чисті води»;

- значення інтегрального ЕІ лежить у межах від 2.3 до 3.1, що дає підставу віднести водойму до II класу якості води. Вода за якістю оцінюється як «добра» за станом, «досить чиста» за ступенем чистоти.

Матеріали тематичного дешифрування 14 космічних знімків за період з 1989 по 2015 рр. (загальною площею 10285 км²) та дані польових досліджень 2012—2013 рр. у межах тестових полігонів дозволили класифікувати основні типи біотопів Київського водосховища [5]. На багатоспектральних космічних знімках середньої просторової розрізненості («Ландсат») вико-

ристовувався алгоритм піксельно-орієнтованої класифікації методом штучних нейронних мереж. Використано модель нейронної мережі — багатошаровий перцептрон, — в якій вхідними ознаками були значення спектральних каналів, а також показники нормалізованого вегетаційного (NDVI) та нормалізованого водного (NWI) індексів. За дешифрувальні ознаки застосовано спектральні характеристики відбивальних поверхонь виділених класів, які були отримані на основі еталонних ділянок, завірених у ході польового дешифрування, та ідентифікувалися експертом як класи.

Було класифіковано шість типів біотопів (рис. 1).

- I. *Біотопи заплавних листяних лісів* — прируслові дерев'янисто-чагарникові ценози, що склалися в умовах надмірного зволоження як на молодих супіщаних і піщано-мулистих наносах, так і на лучно-болотних ґрунтах (рис. 2, а).

- II. *Біотопи штучних хвойних насаджень* — штучні насадження сосни на супіщаних і дерново-підзолистих ґрунтах островів і прируслових гряд (рис. 2, б).

- III. *Біотопи заплавних луків* — ксеро-мезофільні і гігро-мезофільні злаково-різнотравні і осокові луки, що формуються в широкому діапазоні ґрунтових умов (рис. 2, в).

- IV. *Прибережні перезволожені біотопи* — зона підтоплення і прибережний пояс річкових русел, літораль заплавних водойм різного типу і плеса водосховища, зайняті угрупованнями з домінуванням високотравних гелофітів на піщано-мулистих, мулистих і торф'янистих ґрунтах (рис. 2, д).

- V. *Оселища вищих гідрофітів (біотопи фіталі)* — мілководні акваторії річкових русел і водосховищ, а також різноманітних заплавних водойм (глибиною до 2.5 м), що заростають угрупованнями гідрофітів (з плаваючим листям та занурених) на піщаних, мулисто-піщаних і мулистих ґрунтах (рис. 2, д).

- VI. *Незарослі гідротопи водосховища* — глибоководні акваторії річкових русел і водосховища з глибинами понад 2.5 м, здебільшого позбавлені заростей вищих водних рослин (рис. 2, е).

У результаті дешифрування космознімків з КА «Ландсат-5, 7, 8» отримано карти розподілу

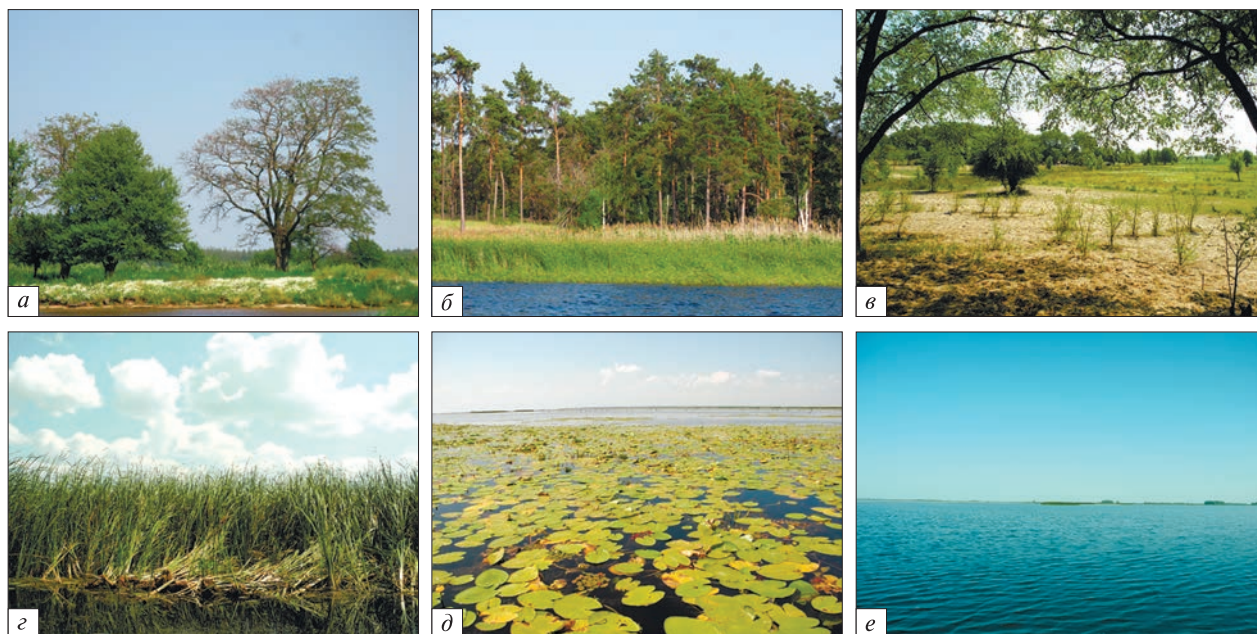


Рис. 2. Ландшафтні комплекси мілководь Київського водосховища, що дешифруються на космічних знімках: *a* — біотопи заплавної листяних лісів ($51^{\circ}8'42.78''\text{N}$, $30^{\circ}33'48.02''\text{E}$), *б* — біотопи штучних хвойних насаджень ($51^{\circ}10'31.97''\text{N}$, $30^{\circ}34'5.06''\text{E}$), *в* — біотопи заплавної луки ($51^{\circ}9'18.52''\text{N}$, $30^{\circ}33'54.43''\text{E}$), *г* — перезволожені біотопи ($51^{\circ}10'46.036''\text{N}$, $30^{\circ}32'50.542''\text{E}$), *д* — оселища вищих гідрофітів ($51^{\circ}9'17.272''\text{N}$, $30^{\circ}30'0.199''\text{E}$), *е* — незарослі гідротопи водосховища ($51^{\circ}4'36.80''\text{N}$, $30^{\circ}31'36.69''\text{E}$)

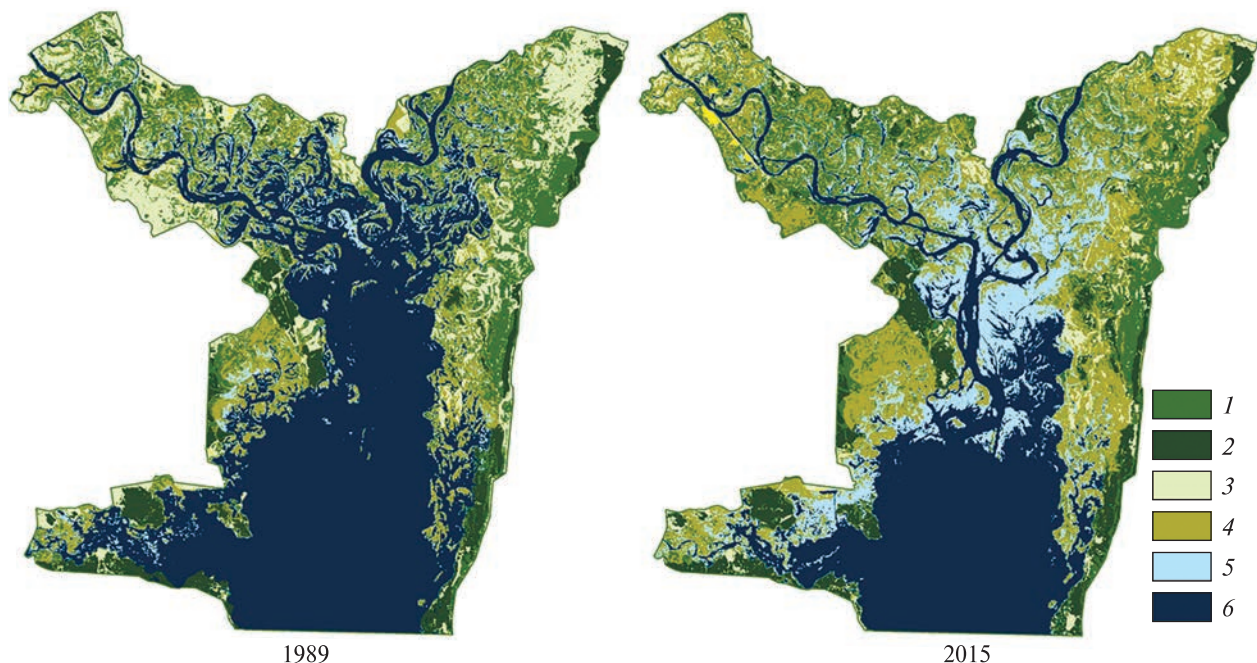


Рис. 3. Карти розподілу основних типів біотопів верхів'я Київського водосховища, отримані за матеріалами дешифрування КА «Landsat» (типи біотопів: *1* — заплавної листяні ліси, *2* — хвойні ліси, *3* — заплавної луки, *4* — перезволожені біотопи, *5* — біотопи фіталі, *6* — незарослі гідротопи)

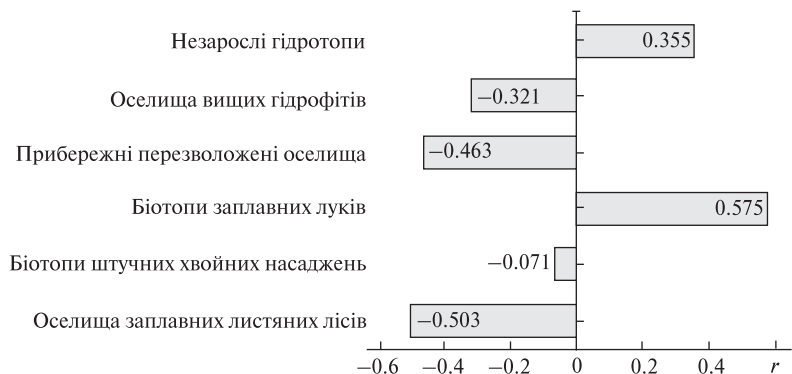


Рис. 4. Коефіцієнт кореляції r між площею біотопів і екологічним індексом

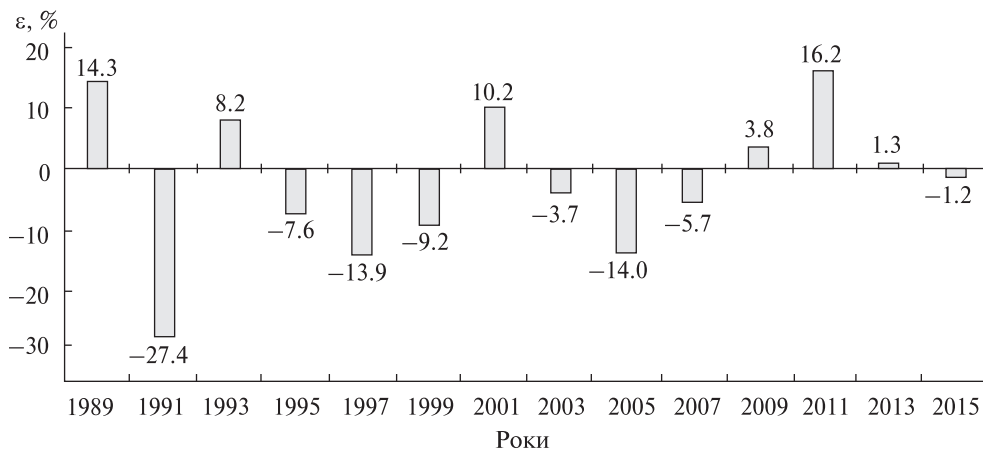


Рис. 5. Похибка ϵ розрахунків екологічного індексу

Таблиця 2. Екологічна оцінка якості води Київського водосховища та динаміка площ біотопів, виділених за матеріалами ДЗЗ

Роки	Типи біотопів, площа (га)						Індексні показники			
	біотопи заплавних листяних лісів	біотопи штучних хвойних насаджень	біотопи заплавних луків	прибережні перезволожені біотопи	біотопи фіталі	незарослі гідротопи водосховища	I_1	I_2	I_3	$I_{\text{заг}}$
1989	7921.8	3993.4	7334.3	8537.0	5588.9	27093.5	1.333	2.55	4.000	2.63
1991	8153.5	4040.8	7157.0	8815.7	7491.3	24810.6	1.333	2.45	3.130	2.3
1993	7298.3	4235.3	7242.2	9008.9	7665.9	25018.4	1.333	3.18	5.000	3.17
1995	7498.9	4448.3	7437.3	9485.1	7850.2	23749.1	1.333	3.45	4.000	2.93
1997	7030.5	4254.5	8143.9	8960.1	6218.4	25861.6	1.333	3.36	3.500	2.73
1999	7985.2	4632.2	6939.6	10353.2	8989.2	21569.7	1.333	3.55	3.380	2.75
2001	8103.3	4599.8	6685.1	11370.0	8809.2	20901.5	1.333	3.64	4.130	3.03
2003	7171.7	4609.6	5619.2	12639.1	9832.7	20596.5	1.333	3.73	2.750	2.6
2005	7756.9	4569.7	4422.9	13432.8	9539.9	20745.1	1.000	3.45	2.380	2.28
2007	8753.5	4585.4	4355.0	13223.9	8764.1	20787.1	1.333	3.55	2.630	2.5
2009	7367.7	4557.7	5420.8	12858.9	9013.4	21250.5	1.000	3.73	3.380	2.7
2011	8224.7	4528.7	4524.5	13716.5	9866.8	19607.8	1.333	3.36	3.250	2.65
2013	9016.3	4577.1	3829.3	14011.9	10317.2	18717.2	1.000	3.36	2.880	2.41
2015	9252.5	4662.5	4346.8	14198.2	10428.2	17580.3	1.000	3.18	2.625	2.38

та площі основних типів біотопів за період з 1989 по 2015 роки через кожні два роки (рис. 3, табл. 2).

Графік значень коефіцієнта кореляції між площами біотопів і екологічним індексом (рис. 4) демонструє, що незарослі гідротопи водосховища та біотопи заплавлених луків мають додатний коефіцієнт кореляції, тобто зі збільшенням площ цих біотопів зростає екологічний індекс. А біотопи фіталі, прибережні перезволожені та заплавлених листяних лісів мають від'ємний коефіцієнт кореляції, тобто зі збільшенням площ цих біотопів зменшується екологічний індекс. Також видно, що біотопи штучних хвойних насаджень майже не впливають на екологічний індекс. За формулами (1)–(4) визначено ЕІ якості води аналізованої водної екосистеми для кожного року (табл. 2). Похибку розрахунків екологічного індексу для всіх років наведено на рис. 5.

ВИСНОВКИ

Використання матеріалів дистанційного зондування Землі спрощує і підвищує оперативність оцінювання екологічного стану гідроекосисте-

ми. Поєднання відомих методів прагматичної оцінки якості води із підходами дешифрування космічних знімків дозволило розробити метод оцінювання екологічного стану водойм на основі багатомірної щільності розподілу площ біотопів. В основу розробленого методу поставлено комплексування матеріалів дистанційного зондування Землі і наземних значень екологічного індексу якості води, що забезпечує отримання достатньої кількості даних. Це досягається порівнянням площ різних типів біотопів, дешифрованих на космічних знімках того року, для якого відомі значення екологічного індексу якості води з площами аналізованих біотопів тієї ж водної екосистеми на знімках попередніх років шляхом визначення міри порівняння (багатомірної щільності розподілу площ просторових одиниць). За максимальним значенням міри порівнянь визначають рік найбільш близьких значень екологічного індексу якості води. Похибка розрахунків екологічного індексу може бути зменшена при збільшенні періоду збору матеріалів дистанційного зондування Землі і наземних значень екологічного індексу якості води.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гейны С., Дубына Д. В., Сытник К. М. и др. *Макрофиты — индикаторы изменений природной среды*. Киев: Наук. думка, 1993. 433 с.
2. Гнеденко Б. В. *Курс теории вероятностей. Учебник*. Изд. 6-е, перераб. и доп. М.: Наука, 1988. 448 с.
3. Дьяченко Т. М. Внутрішньо-ландшафтне районування водних об'єктів Кілійської дельти Дунаю. Ландшафт як інтегруюча концепція XXI ст.: зб. наук. праць укр. географ. Тов., укр. асом. Ландш. Екол., Київ. нац. ун-ту. 1999. С. 308–310.
4. Дьяченко Т. Н., Томченко О. В. Изучение динамики зарастания водных объектов Килийской дельты Дуная на основании материалов космической съемки. *Гидробиол. журн.* 2018. **54**, № 6. С. 35–46.
5. Зуб Л. М., Томченко О. В. Оценка трансформации водно-болотных угодий с использованием космической информации ДЗЗ (на примере верховий Киевского водохранилища). *Гидробиол. журн.* 2015. **51**, № 6 (306). С. 29–40.
6. Зуб Л. М., Томченко О. В. Формування рослинного покриву та деякі особливості гідрохімічного режиму Київського водосховища. *Екологічні науки*. 2015. № 8. С. 27–39.
7. Патент України № 89288. Афанасьєв С. О., Цибульський О. І., Усов О. Є., Шевцова Л. В. Спосіб визначення екологічного стану водойм. Оpubл. 11.01.2010. Бюл. № 1.
8. Патент України № 97900. Карпова Г. О. Спосіб визначення трофічного статусу водойм. Оpubл. 26.03.2012. Бюл. № 6.
9. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. та ін. *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями*. СИМВОЛ-Т, 1998.
10. Спосіб дистанційної оцінки екологічного стану і якості води внутрішніх водойм. *Перспективні науково-технічні розробки НАН України*. 2017. Вип. «Екологія та охорона довкілля». С. 32.
11. Томченко О. В., Зуб Л. М., Сагайдак А. В. Оцінка екологічного стану акваторій водно-болотних угідь верхніх ділянок Київського водосховища. *Екологія водно-болотних угідь і торфовищ*: зб. наук. ст. Голов. ред. В. В. Конішук. Київ: ТОВ«НВП«Інтерсервіс», 2014. С. 246–251.

12. Федоровский А. Д., Даргейко Л. Ф., Дьяченко Т. Н. К вопросу оценки экологического состояния шквально-наземных ландшафтных комплексов на основе системного подхода. *Доп. НАН України*. 2000. № 5. С. 129—131.
13. Федоровський О. Д., Хижняк А. В., Томченко О. В., Зуб Л. М., Підгородецька Л. В., Дьяченко Т. М., Шевченко А. М., Власова О. В., Ходоровський А. Я. Мультидисциплінарний аналіз аерокосмічної і наземної інформації при оцінці стану водних екосистем на основі методів системного аналізу. *Укр. журн. дистанційного зондування Землі*. 2015. № 7. С. 27—42.
14. Arkhipov A. I., Glazunov N. M., Khyzhniak A. V. Heuristic Criterion for Class Recognition by Spectral Brightness. *Cybernetics and Systems Analysis*. 2018. **54**, N 1. P. 94—98.

Стаття надійшла до редакції 14.11.2019

REFERENCES

1. Gejny S., Dubyna D. V., Sytnik K. M. i dr. (1993). *Macrophytes — indicators of environmental changes*. Kiev: Naukova dumka, 433 p. [in Russian].
2. Gnedenko B. V. (1988). *Probability Theory Course*, Uchebnik, Izd. 6-e, pererab. i dop, M.: Nauka. Gl. red. fiz.-mat. lit., 448 p. [in Russian].
3. D'iachenko T. M. (1999). Inland landscape zoning of the Danube basin. Landshaft iak intehruiucha kontseptsia XXI st., Zbirn. Nauk. prats' ukr. heohraf. Tov., ukr. asom. Landsh. Ekol., Kyiv's'koho nats. un-tu., 308—310 [in Ukrainian].
4. D'jachenko T. N., Tomchenko O. V. (2018). Analysis of Vegetation Dynamics of Water Bodies of the Kiliya Danube Delta on the Basis of Remote Earth Probing. *Gidrobiologicheskij zhurnal*, **54**, № 6, 35—46 [in Russian].
5. Zub L. M., Tomchenko O. V. (2015). Assessment of the Wetlands Transformation using the Satellite Information of Remote Earth Probing (by Example of Upper Section of the Kyiv Reservoir). *Gidrobiologicheskij zhurnal*, **51**, № 6 (306), 29—40 [in Russian].
6. Zub L. M., Tomchenko O. V. (2015). Formation of vegetation cover and some features of the hydrochemical regime of the Kiev reservoir. *Ekolohichni nauky: naukovo-praktychnyj zhurnal*. Holovnyj redaktor O. I. Bondar, K.: DEA, № 8, 27—39 [in Ukrainian].
7. Patent Ukrainy № 89288. Afanas'iev S. O., Tsybul's'kyj O. I., Usov O. Ye., Shevtsova L. V. A method of determining the ecological status of reservoirs. Opubl. 11.01.2010, Biul. № 1 [in Ukrainian].
8. Patent Ukrainy № 97900. Karpova H. O. The method of determining the trophic status of reservoirs. Opubl. 26.03.2012, Biul. № 6 [in Ukrainian].
9. Romanenko V. D., Zhukyns'kyj V. M., Oksiiuk O. P. ta in. (1998). *Methodology of ecological assessment of surface water quality by relevant categories*. SYMVOL-T [in Ukrainian].
10. Method for remote assessment of environmental status and water quality of inland water bodies. (2017). Dovidkove vydannia "Perspektyvni naukovo-tehnichni rozrobky NAN Ukrainy", Vypusk "Ekolohiia ta okhrona dovkillia", Kyiv: Akademperiodyka, 32 [in Ukrainian].
11. Tomchenko O. V., Zub L. M., Sahajdak A. V. (2014). Assessment of ecological status of wetlands of the upper sections of the Kiev reservoir. *Ekolohiia vodno-bolotnykh uhid' i torfovysch (zbirnyk naukovykh statej)*. Holovnyj redaktor V. V. Konischuk. Kyiv: TOV «NVP«Interservis», 246—251 [in Ukrainian].
12. Fedorovskij A. D., Dargejko L. F., D'jachenko T. N. (2000). On the issue of assessing the ecological state of squally-terrestrial landscape complexes based on a systematic approach. *Dop. NAN Ukraini*, № 5, 129—131 [in Russian].
13. Fedorovs'kyj O. D., Khyzhniak A. V., Tomchenko O. V., Zub L. M., Pidhorodets'ka L. V., D'iachenko T. M., Shevchenko A. M., Vlasova O. V., Khodorovs'kyj A. Ya. (2015). The multidisciplinary analysis of the aerospace and ground information while assessing the status of water ecosystems based on the methods of system analysis. *Ukrains'kyj zhurnal dystantsijnogo zonduvannia Zemli*, № 7, 27—42 [in Ukrainian].
14. Arkhipov A. I., Glazunov N. M., Khyzhniak A. V. (2018). Heuristic Criterion for Class Recognition by Spectral Brightness. *Cybernetics and Systems Analysis*, **54**, № 1, 94—98.

Received 14.11.2019

*O. D. Fedorovskyi*¹, Head of System Analysis Department, Dr. Sci. in Phys. & Math., Professor, Corresponding Member of NAS of Ukraine

*L. N. Zub*², Head of Biodiversity Conservation and Reproduction Laboratory, Senior Researcher, Cand. Sci. in Biology

*T. N. Dyachenko*³, Senior Researcher, Cand. Sci. in Biology

*O. V. Tomchenko*¹, Researcher, Cand. Sci. in Tech.

E-mail: tomch@i.ua

*A. V. Khyzhniak*¹, Researcher, Cand. Sci. in Tech.

*V. H. Yakymchuk*¹, Chief Researcher, Dr. Sci. in Tech.

¹ Scientific Centre for Aerospace Research of the Earth IGN NAS Ukraine

55-b Olesia Honchara Str., Kyiv, 01054 Ukraine

² Institute for evolutionary ecology NAS of Ukraine

37 Akademika Lebedeva Str., Kyiv, 03143 Ukraine

³ Institute of Hydrobiology NAS of Ukraine

12 Heroiv Stalingrada ave., Kyiv, 02000 Ukraine

REMOTE ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL STATE OF WATER BODIES BASED ON THE MULTIDIMENSIONAL DENSITY DISTRIBUTION OF BIOTOPE AREAS ON THE EXAMPLE OF THE KYIV RESERVOIR

The article discusses the method of the multidimensional density distribution of biotopes' areas of shallow landscapes as a kind of remote estimation of the status of aquatic ecosystems. The developed method is based on the combination of Earth remote sensing data and in-situ measurements of the ecological water quality index to provide sufficient data. The combination of existing methods of water quality assessment with approaches to decoding space images made it possible to develop a method for assessing the ecological status of reservoirs based on the multidimensional density of biotopes. This is achieved by comparing the areas of different types of biotopes decoded on the space images of that year for which the values of the ecological water quality index are known with the areas of the analyzed biotopes of the same aquatic ecosystem in the images of previous years by determining the measure of comparison (the multidimensional density of space units distribution). Landscape complexes identified by decoding of the space images serve as an integral informative indicator of the condition of both the hydro-ecosystem and the water collection areas, which greatly simplifies and reduces the cost of work on scientific generalizations and environmental monitoring. The areas of the aquatic landscape complexes have been transformed into an ecological index by computing the measure of comparison — an indicator of the ecological condition of the ecosystem.

Keywords: ecological index, aquatic-landscape complexes, density distribution of biotope areas, satellite images.