# ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

УДК 574.08): 504+373:033 DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-5

# СИСТЕМНЕ ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДІВ ДИСТАНЦІЙНОГО МОНІТОРИНГУ ЕКОЛОГІЧНОГО ТА ТЕХНІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ТЕХНОЕКОСИСТЕМ

Машков О.А.<sup>1</sup>, Фролов В.Ф.<sup>2</sup>, Жукаускас С.В.<sup>3</sup>, Нігородова С.А.<sup>4</sup> <sup>1</sup> Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ mashkov\_oleg\_52@ukr.net <sup>2</sup> Національний авіаційний університет пр. Космонавта Комарова, 1, 03680, м. Київ frolov47@ukr.net <sup>3</sup> Міністерство екології та природних ресурсів України вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ S.Zhukauskas@gmail.com <sup>4</sup> Координаційний центр програм малих грантів ГЕФ Кловській Узвіз, 1, 01021, м. Київ SvitlanaN@unops.org

Розглянуто особливості системного використання методів дистанційного зондування Землі для моніторингу еколого-технічного стану водно-технологічних систем. Запропоновано технологію проведення моніторингу поверхневих вод за даними дистанційного зондування Землі, досліджено комплексний вплив забруднюючих речовин на екологічний стан водних екосистем із використанням аерокосмічних технологій. *Ключові слова:* аерокосмічні технології, водна система, дистанційне зонування Землі, екологічний стан екосистем, екологічні ризики, поверхневі води, супутниковий моніторинг, цвітіння водоростей.

Системное применение методов дистанционного мониторинга экологического и технического состояния водных техноэкосистем. Машков О.А., Фролов В.Ф., Жукаускас С.В., Нигородова С.А. Рассмотрены особенности системного использования методов дистанционного зондирования Земли для мониторинга эколого-технического состояния водно-технологических систем. Предложена технология проведения мониторинга поверхностных вод по данным дистанционного зондирования Земли для мониторинга поверхностных вод по данным дистанционного зондирования загрязняющих веществ на экологическое состояние водных экосистем с использованием аэрокосмических технологий. *Ключевые слова:* аэрокосмические технологии, водная система, дистанционное зонирование Земли, экологическое состояние экосистем, экологические риски, поверхностные воды, спутниковый мониторинг, цветение водорослей.

Systemic application of remote monitoring methods for the ecological and technical state of water techno-ecosystems. Mashkov O.A., Frolov V.F., Zhukauskas S.V., Nigorodova S.A. The features of using the methods of remote sensing of the Earth to monitor the ecological and technical state of water technological systems are considered. The technology of conducting monitoring of surface waters according to Earth, the complex influence of pollutants on the ecological status of water ecosystems using aerospace technologies is investigated. *Key words*: aepokocмiчнi технології, водна система, дистанційне зондування Землі, екологічний стан екосистем, екологічні ризики, поверхневі води, супутниковий моніторинг, цвітіння водоростей.

Постановка проблеми. Світовий досвід довів, що для підвищення якості, оперативності, комплексності та ефективності системи моніторингу довкілля необхідно поєднувати сучасні інноваційні засоби і технології: автоматизовані та автоматичні вимірювальні системи; аерокосмічні дослідження з використанням як супутників, так і літаків та безпілотних літальних апаратів; системи автоматизованої обробки даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ); геоінформаційні аналітичні системи для обробки інформації з урахуванням закономірностей її зміни у часі і просторі; комплексні багаторівневі системи моніторингу і контролю стану довкілля, які забезпечуватимуть інтегрування та комплексний аналіз даних про стан усіх складників довкілля як окремих регіонів і країни загалом із можливістю обміну даними з аналогічними міжнародними системами моніторингу; методи та технології аналізу техногенної та екологічної безпеки тощо. Актуальність дослідження. Розроблення наукових засад створення та впровадження таких систем, методів і технологій відповідає загальноєвропейським та світовим підходам до екологічного управління, а також відповідає вимогам і директивам Угоди про асоціацію України з ЄС, у т. ч. Додатку XXX, який у повному обсязі набув сили з 1 листопада 2014 р. Результати такого дослідження значно розширять можливості міжнародної співпраці України в галузі охорони навколишнього природного середовища та сприятимуть приведенню стану довкілля у відповід-

ність з європейськими і світовими вимогами. Сьогодні проблема інтенсивного «цвітіння» води гостро стоїть у різних акваторіях. Відомо, що інтенсивне цвітіння характерно, передусім, для водойм зі слабкими течіями, як, наприклад, каскад Дніпровських водосховищ. Останнім часом цей чинник характерний і для інших водних техноекосистем. «Цвітіння» води є наслідком масового розвитку мікроскопічних водоростей (зазвичай синьо-зелених), що супроводжується значним погіршенням якості води. Причиною цього є комплекс чинників: зміна клімату, надходження у воду великої кількості різних мінеральних і органічних речовин унаслідок інтенсифікації господарської діяльності людини. Це надходження у водойми забруднених біогенними речовинами комунальних чи сільськогосподарських стоків, мінеральних добрив, синтетичних миючих засобів тощо.

Водойми-охолоджувачі атомних (AEC) та теплових (TEC) електростанцій є важливими об'єктами водокористування. Отже, контроль над допомогою систем дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) є дуже



Рис. 1. Залежність сумарної концентрації суспензії від величини  $NDVI_w$  (емпірична залежність за даними супутникових вимірювань:  $C_s = 0.214 |NDVI_w|^{-3.07}$ )

актуальним: по-перше, це контроль гідротермічного режиму, розроблення пропозицій щодо поліпшення здатності до охолодження циркуляційних вод; по-друге, це контроль екологічного стану, зокрема, цвітіння та заростання водойм вищими водними рослинами. Окремою проблемою є контроль над допомогою ДЗЗ динаміки формування ветленд-екосистеми на місті існування водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС. Також контроль термічного режиму є важливим на об'єктах гідроенергетики на р. Дністер з огляду на особливості конструкції та режиму експлуатації ГЕС.

Мета статті – виявлення особливостей системного використання методів дистанційного зондування землі для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Формуванню наукових основ сучасного моніторингу навколишнього середовища присвячено роботи академіка І.П. Герасимова (1975, 1976 рр.) і професора Ю.А. Ізраеля (1984 р.), в яких розроблено основні принципи формування системи екологічного моніторингу та частково відображено міжнародні аспекти глобальної системи моніторингу. Значний внесок у розвиток проблем моніторингу навколишнього природного середовища зробили Г.О. Білявський, В.М. Боголюбов, О.І. Бондар, А.Н. Бугор, Н.А. Емец, М.О. Ісаєнко, В.М. Ісаєнко, Клименко, І.В. Корінько, І.Ю. Костіков, Г.В. Лисиченко, А.М. Прищепа, Сафранов, В.М. Ткач, О.І. Федоренко, T.A. Р.С. Фурдуй, А.Г. Шапарь [2-4; 6; 13; 19].

Питання застосування багатоспектральних методів дистанційного зондування Землі в природокористуванні розглянуто в працях П.О. Акименка, Л.М. Зуба, І.М. Копачевського, Ю.В. Костюченко, С.С. Кохана, В.І. Лялька, М.О. Попова, А.І. Сахацкого, Д.М. Соловйова, С.А. Станкевича, А.І. Томільцевої, О.В. Томченко, О.Д. Федоровського, А.Я. Ходоровского, М.В. Ющенка та ін. [1; 5; 7–9; 17].

Дослідженню використання даних космічних спостережень за земною поверхнею для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем присвячено публікації В.Е. Васильєва, А.І. Мацнєва, О.А. Машкова, О.О. Протасова, С.Б. Проценка, В.Д. Романенка, Л.А. Саблія, В.Ф. Фролова, В.І. Щербака [10; 11; 15; 18].

Виклад основного матеріалу.

Особливості ведення моніторингу поверхневих вод за даними ДЗЗ

Дослідження взаємодії екосистем суходолу і водних об'єктів показали, що як індекс вегетації *NDVI* може використовуватися екологічний індикатор для берегової (*NDVI*<sub>L</sub>) і для 50–70 км прибережної зони (*NDVI*<sub>W</sub>). Розподіл для суходолу свідчить про параметри екологічного стану. Просторові розподіли для водного середовища корелюють із такими оптикобіологічними параметрами, як концентрація хлорофілу-а і мінеральної суспензії, прозорість води і пов'язані з ними характеристики. Взаємозв'язок значень  $NDVI_L$  і  $NDVI_W$  проявляється у загальній тенденції збільшення  $NDVI_W$  і, отже, концентрації домішок у водному середовищі за збільшення  $NDVI_L$ для суходолу. За даними вимірів  $NDVI_W$  оптичними супутниковими сенсорами і відбору проб на концентрацію суспензії у воді була отримана залежність концентрації сумарної суспензії C<sub>s</sub> від величини  $NDVI_W$  (рис. 1).

У даному разі *NDVI* розраховано як:

NDVI w = 
$$\frac{L_w(0,8585) - L_w(0,645) + L_A(0,8585) - L_A(0,645)}{L_W(0,8585) + L_W(0,645) + L_A(0,8585) + L_A(0,645)}$$
, (1)

де  $L_{W,A}$  – яскравість висхідного випромінювання від поверхні води на довжині хвилі  $\lambda$  і яскравість молекулярного й аерозольного розсіяння на цій же довжині хвилі.

Це, своєю чергою, може бути переписано з урахуванням компоненти молекулярного розсіювання:

NDVI w =  $\frac{L_A(0,8585) - L_A(0,645)}{L_A(0,8585) + L_A(0,645)} = \frac{L_{AZ}(0,8585) + L_M(0,8585) - L_{AZ}(0,645) - L_M(0,645)}{L_{AZ}(0,8585) + L_M(0,8585) + L_{AZ}(0,645) + L_M(0,645)}$ 

де  $L_{AZ}$  – яскравість аерозольного розсіяння;  $L_M$  – яскравість молекулярного розсіяння, яку можна обчислити відповідно до:

$$L_{M}(\lambda) = \frac{\tau_{R}(\lambda)F_{0}(\lambda)R(\alpha_{S},\alpha_{V},\varphi_{S},\varphi_{V})}{4\pi}, \qquad (2)$$

де  $\tau_R(\lambda)$  – оптична товщина шару молекулярного розсіювання;  $\tau_{0Z}$  – оптична товщина озонового шару;  $F_0^* = F_0 \exp[-\tau_{0Z}(1/\cos\alpha_S + 1/\cos\alpha_v)])]$  – опроміненість на водній поверхні;  $F_0$  – опроміненість на верхній межі атмосфери;  $\alpha_S, \alpha_v, \varphi_S, \varphi_v$  – відповідно зенітні і азимутні кути Сонця і фотометра супутника. Емпіричні коефіцієнти розрахункових рівнянь розсіювання наведено у табл. 1. Порівняння виміряних величин концентрації суспензії наведено на рис. 2.



Рис. 2. Зіставлення виміряних величин концентрації суспензії

Таблиця 1

Емпіричні коефіцієнти розрахункових рівнянь розсіювання

λ, мкм	<b>F</b> <sub>0</sub> , Вт/(м <sup>2</sup> ⋅мкм ⋅ ср)	$ au_{ m R}$	T <sub>oz</sub>
0,645	162,7	0,0504	0,0214
0,8585	104	0,0162	0,00154

Інший складник розсіяння на аерозолях у загальному вигляді обчислюється за співвідношенням:

$$L_{AZ}(\lambda) = F_0(\lambda) \cdot C_{AZ} \cdot \lambda^{-n}.$$
 (3)

Уважаючи в першому наближенні  $L_{\rm M} = 0$ , знаходимо:

$$NDVIW = \frac{F_0^{'}(0,8585) \cdot C_{AZ} \cdot 0,8585^{-n} - F_0^{'}(0,645) \cdot C_{AZ} \cdot 0,645^{-n}}{F_0^{'}(0,8585) \cdot C_{AZ} \cdot 0,8585^{-n} + F_0^{'}(0,645) \cdot C_{AZ} \cdot 0,645^{-n}}$$
звідки отримуємо:

$$n = -1,56 - 3,5 \ln \frac{1 + NDVI_{W}}{1 - NDVI_{W}}$$

Значення  $NDVI_w$  для прозорої води змінюються в межах від -0,45 до -0,6. При цьому показник Ангстрема знаходиться в межах від 1,82 до 3,28. Ці дані відповідають опублікованим результатам спеціальних досліджень, причому мінливість параметра *n* пов'язана переважно з характерним розміром часток аерозоля — великі величини *n* відповідають дрібнішим часткам.

Аналіз великого числа величин  $L_M(0,645)$  і  $L_M(0,8585)$  для прозорих вод із незначною концентрацією суспензії показав, що між цими величинами існує висока кореляція – R=0,94. Відповідна залежність наведена на рис. 3, там же присутня лінія регресії. Ця залежність використана для уточнення розподілу за середніх умов. Так, для прозорої води величина  $NDVI_W$  дорівнює (31,0-1)/(0,31+1)=0,5167, що відповідає спостереженням. Ваговий множник  $C_{AZ}$  за цих умов дорівнює 0,017.

Оцінки відповідають експериментальним даним та емпіричній залежності  $C_s = 0,214 |NDVI_w|^{-3,07}$ . Дійсно, за значення  $NDVI_w$  концентрація суспензії дорівнює 1,54 г/м<sup>3</sup>. З урахуванням варіацій емпіричної залежності  $L_A(8585) = f[L_A(645)]$  мінімальне значення  $NDVI_w$  для прозорої води може з вірогідністю 0,95 досягати -0,625, концентрація суспензії при цьому дорівнює 0,9 г/м<sup>3</sup>. Залежність мінімальних значень яскравості висхідного випромінювання, характерних для вод із мінімальними концентраціями суспензії ( $L_A(8585) = 0,31[L_A(645)], R^2 = 0,88$ ), наведено на рис. 3.

Отже, ми отримуємо теоретико-методичну базу для визначення концентрацій суспензій і зважених речовин у воді за спектральними показниками відбиття, що можуть бути виміряні за супутниковими зйомками. Цей підхід може бути застосований під час оцінювання екологічного стану акваторій, визначення показників якості води й оцінювання ризиків забруднень, вивчення взаємодії систем «суходіл – вода» тощо.



Рис. 3. Залежність мінімальних значень яскравості висхідного випромінювання, характерних для вод із мінімальними концентраціями суспензії

У воді, як у морській, так і водних об'єктах суходолу, існують два основні типи часток: розсіюючі світло і формуючі яскравість висхідного випромінювання. Це частки мінеральної й органічної суспензій. Розглянемо їх співвідношення і вплив на вимірювану величину *NDVI*.

Відомо, що відношення енергії світла, витікаючого під час опромінення двох часток із різними показниками заломлення n<sub>1</sub> і n<sub>2</sub> відносно води, дорівнює:

$$\left(\frac{n_1^2 - 1}{n_1^2 + 2}\right)^2 \left/ \left(\frac{n_2^2 - 1}{n_2^2 + 2}\right)^2 \right.$$
(4)



*L*<sub>t</sub>(0,645), Вт/(м<sup>2</sup>·мкм·ср)

Для мінеральної суспензії  $n_1=1,15$ , для органічної –  $n_2=1,02$ . За інших рівних умов енергія розсіювання світла мінеральними частинками буде приблизно у 50–70 разів більше енергії розсіювання органічними частками. Таке ж співвідношення виходить для показників зворотного розсіювання в моделі Копелевіча, а також для концентрації дрібних  $P_s$  і великих  $P_1$  часток. Це дає змогу розглядати величини  $P_s$  і  $P_1$ як концентрації мінеральної та органічної суспензій відповідно.

Модель Моблі-Копелевіча для зворотного розсіювання світла чистою водою мінеральними і органічними частками можна представити у вигляді:

$$b_b(\lambda) = 0.5b_W(\lambda) + B_S b_{PS}(\lambda)P_S + B_1 b_{Pl}(\lambda)P_1, \qquad (5)$$

де індекси *w*, *s*, *l*, відносяться відповідно до чистої воді, дрібних частинок і до великих частинок; B<sub>s</sub>=0,039, B<sub>1</sub>=0,00064 – відповідно ймовірність зворотного розсіювання дрібними і великими частками; P<sub>s</sub> і P<sub>1</sub> – відповідно концентрація мінеральних та органічних частинок у г/м<sup>3</sup>;  $b_w(\lambda) = 5,826 \cdot 10^{-3} (400/\lambda)^{4,322}$ ,  $b_{ps}(\lambda) = 1,1513(400/\lambda)^{1.7}$ ,  $b_{pl}(\lambda) = 0,3411(400/\lambda)^{0.3}$  – відповідно показники розсіювання для чистої води, дрібних і великих частинок;  $\lambda$  – довжина хвилі, нм.

Використовуючи емпіричні залежності  $L_t = f(NDVI)$ ,  $NDVI = -0,605(P_s + P_l)^{-0,326}$ , а також співвідношення між  $P_s$  і  $P_1$  у моделі Копелевіча, знаходимо:

$$P_{\rm s} + 0.01P_{\rm 1} = 11.43(P_{\rm s} + P_{\rm 1})^{-0.652} - 21.46(P_{\rm s} + P_{\rm 1})^{-0.326} + 10.06$$
 (6)

Співвідношення між концентраціями мінеральних і органічних частинок у морському середовищі характеризується значною мінливістю. Воно значно залежить від продуктивності вод, і за її підвищення

 $L_t(0,8585), BT/(M^2 \cdot MKM \cdot cp)$ 

а) б) Рис. 4. Яскравості висхідного випромінювання водної поверхні за: a) λ=0,645 мкм; б) λ=0,8585 мкм

0

збільшується концентрація органічних частинок. У середньому на органічну суспензію (живий планктон, детрит та інша органіка) припадає приблизно 80% і близько 20% становить мінеральна суспензія. На рис. 4. представлено яскравості висхідного випромінювання водної поверхні за: а)  $\lambda$ =0,645 мкм; б)  $\lambda$ =0,8585 мкм.

Відповідні регресійні залежності для показаних випадків виглядають так:

$$L_t(0,645) = 96,836(NDVI)^2 + 109,95NDVI + 47,415;$$
  

$$R^2 = 0,85$$
  

$$L_t(0,8585) = 113,42(NDVI)^2 + 133,44NDVI + 43,671;$$
  

$$R^2 = 0,93$$

Отже ми отримуємо можливість визначати розподіли концентрацій окремих компонент завислих речовин за спектральними ознаками ДЗЗ.

Методика супутникового моніторингу інтенсивного цвітіння водоростей (моніторингу скупчень планктонних водоростей)

Слід ураховувати, що існуюча Водна рамкова директива ЄС як один з аспектів оцінки екологічного стану та моніторингу довкілля включає оцінку гідроморфологічних характеристик водойм та водотоків, тому методи ДЗЗ украй необхідні для контролю над такими характеристиками, як мандрування, зміни берегової смуги.

Окрім того, фітопланктон безпосередньо впливає на якість питної води: суспензію, кольоровість, токсичність; а за значного розвитку біомаси викликає замори риб, порушення роботи очисних споруд, забруднення узбережжя та пляжів. Показники кількісного розвитку фітопланктону широко використовуються під час визначення трофічного статусу водойм і для прийняття рішень з екологічної реабілітації водойм. Разом із тим отримання даних про стан фітопланктону, а тим більше актуальних даних, – досить трудомісткий і витратний процес. Це потребує застосування сучасних технологій отримання відповідної моніторингової інформації.

Методика, що розглядається, використовує дані дистанційного зондування Землі в діапазоні довжин хвиль 8–14 мкм (довгохвильове інфрачервоне випромінювання), що дає змогу отримувати інформацію про теплофізичні властивості об'єктів на поверхні Землі, у тому числі водойм. Слід ураховувати, що растрові дані теплового випромінювання із середнім просторовим розрізненням сенсора TIRS, встановленого на супутнику Landsat-8, представлено в двох спектральних діапазонах (10,3–11,3 мкм і 11,5–12,5 мкм).

Для перетворення растрових даних теплового випромінювання на розподіл температури пропонується використовувати зворотне рівняння Планка для теплового випромінювання «сірого тіла». Це перетворення дає змогу з урахуванням коефіцієнта теплового випромінювання відображати здатність різних поверхонь випромінювати тепло. Отримані теплові карти дають змогу вивчити гетерогенність полів температури техноекосистем та показують ефективність нових споруд у регулюванні термічного режиму у водоймах-охолоджувачах.

Зображення явища «цвітіння води» супутником Sentinel-2 на прикладі Кременчуцького та Каховського водосховищ представлено на рис. 5. Фрагмент космічного знімку Landsat 8 щодо дослідження просторового розподілу ділянок цвітіння синьо-зелених водоростей на території Київського водосховища в районі населених пунктів Козаровичі - Лютіж представлено на рис. 6. Результати дистанційного дослідження водойм Південно-Українського енергокомплексу на прикладі Ташлицької ГАЕС станом на 10.08.2017 (температура поверхні, карти розподілу нормалізованого вегетаційного індексу (NDVI), карти нормалізованого відносного альгоіндекса (NDAI)) представлено на рис. 7. Динаміку показників температури розподілу поверхні Нетішинського водосховища (водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС) представлено на рис. 8.

Проведений аналіз свідчить, що зміни забарвлення води («цвітіння») проявляються внаслідок масового розмноження мікроскопічних водоростей. Саме тому методи обробки космічних знімків для виявлення ділянок «цвітіння» води зазвичай базуються на аналізі варіацій коефіцієнту дифузного відбивання світла поверхневими і під поверхневими шарами води за збільшення в них концентрації фітопланктону. Проведений аналіз свідчить, що для спостережень найбільше підходить червона область спектру видимого діапазону 600...700 нм та ближній ІЧ-діапазон. Для виявлення ділянок цвітіння води добре підходить вегетаційний індекс Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), але доцільним  $\epsilon$ застосування інших індексів оцінки стану водойми, таких як мутність – Normalized Difference Turbidity Index (NDTI). альгоіндекс – Normalized Difference Algae Index (NDAI) та ін. Також додатковою дешифрувальною ознакою під час ідентифікації «цвітіння» води може слугувати текстура зображення, так, для ділянок інтенсивного «цвітіння» найчастіше характерна специфічна ниткоподібна текстура. На космічних знімках видно, що області інтенсивного цвітіння витягуються вздовж течій і втягуються до вихрових рухів. Також визначено, що на перенесення водоростей найзначніший вплив має вітер. У періоди з тривалою теплою, сонячною і безвітряною погодою ціанобактерії об'єднуються в агрегати, які спливають до поверхні, утворюючи поверхневі або підповерхневі скупчення. При цьому слід ураховувати, що дані, отримані під час супутникових спостережень, повинні верифікувати з результатами польових наземних досліджень.

Оцінка ризиків повеней і підтоплень з використанням даних супутникового спостереження

Можливість визначення ризиків підтоплень базується на обґрунтованій можливості визначення

взаємозв'язку між змінами спектральних характеристик відбиття поверхні та стресом екосистем, викликаним дією зовнішніх чинників ( $Q_{stress}$ ). Для опису спектрального відбиття окремого типу поверхні N (де N – клас відповідно до попередньо проведеної класифікації земних покровів) уведемо інтегрований індикатор – індекс спектрального від-

биття *SRI*, що буде представлено як фіксована комбінація спектральних характеристик в окремих смугах спектра  $r_{\lambda}$ . Загалом його вигляд можна представити як  $SRI_{\tau} = f(r_{\lambda})$ , де  $\tau$  – момент зйомки. У нашому разі це може бути будь-який з індексів *NDVI* (або *ARVI*), *EVI*, які дають змогу визначити тенденції змін досліджуваних екосистем (окрім того, корисними можуть



Рис. 5. Зображення явища «цвітіння води» супутником Sentinel-2 на прикладі: а – Кременчуцького водосховища, отримане 22 серпня 2015 р.; б – Каховського водосховища, отримане 10 серпня 2016 р.



Рис. 6. Дослідження просторового розподілу ділянок цвітіння синьо-зелених водоростей на території Київського водосховища (а – фрагмент космічного знімку Landsat 8 станом на 13.08.2013; б – розподіл значень вегетаційного індексу в найбільшому осередку «цвітіння» в районі населених пунктів Козаровичі – Лютіж)

бути індекс *PRI* (*Photochemical Reflectance Index*)); «стресові» індекси: індекс *SIPI* (*Structure Intensive Pigment Index*), водний індекс *NDWI* та індекс стресу рослинності *PSI* (*Plant StressIndex*)). Залежно від контрольованого параметру будь-який з існуючих спектральних індексів може бути використаний як такого роду інтегрований індикатор (індекси *PRI, SIPI*або *NDNI – Normalized Difference Nitrogen Index*). Ураховуючи можливість отримання багаторазових зйомок, уводимо індекс, що відображає зміни досліджуваних спектральних показників за період спостережень – нормований індекс спектрального відбиття:

$$SRI_{\tau}^{*} = \frac{\max\{SRI_{\tau}\} - SRI_{\tau}}{\max\{SRI_{\tau}\} - \min\{SRI_{\tau}\}}.$$
 (7)

Тоді інформативною ознакою можна вважати  $\Delta SRI^*$  – різницю між середнім по періоду спостережень значенням *SRI*<sup>\*</sup> та зафіксованим на момент зйомки значенням *SRI*<sup>\*</sup>,

Рівняння, що визначає ймовірність стресу, виходячи з сукупності спектральних характеристик земної поверхні, запропоновано відповідно до правила Байєса:

$$P(\Delta SRI^*(x, y) | Q_{stress}) = \frac{P_s(x, y) \cdot \prod_N P_N(\Delta SRI^* | Q_{stress})}{\int_{x, y} P_N(\Delta SRI^* | Q) dP_s(x, y)} = \frac{P_s(x, y) \cdot P_N(\Delta SRI^* | Q_{stress})}{P_N(\Delta SRI^* | Q_{stress})}$$
(8)



Рис. 7. Дистанційне дослідження водойм Южно-Українського енергокомплексу на прикладі Ташлицької ГАЕС станом на 10.08.2017 (а – температура поверхні; б – карти розподілу нормалізованого вегетаційного індексу (NDVI);

а — температура поверхні; о — карти розпооглу нормалізованого вегетаційного іноексу (NDV1); в — карти нормалізованого відносного альгоіндексу (NDAI))



Рис. 8. Динаміка розподілу показників температури поверхні Нетішинського водосховища (водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС) (а – станом на 23.10.2013; б – станом на 18.09.2015)

У цьому рівнянні індекс  $Q_{stress}$  відноситься до ділянок під впливом стресових чинників, а індексом Q<sub>0</sub> позначено клас пікселів, в яких дії таких чинників достовірно немає. Ймовірність  $P_s(x, y)$ визначається, виходячи із розподілу даних спостережень, тобто напівемпірично. Співвідношення ймовірностей  $P_s(x, y)$  та  $P_0(x, y)$  визначається як  $\lim(P_{s}(x, y)_{\tau} + P_{0}(x, y)_{\tau}) = 1$ . Для визначення вірогідності  $P_{s}(x, y)$  можна скористатися правилом, що базується на використанні вагової функції Гауса:  $P_s(x, y) = P_{\min} + (P_{\max} - P_{\min}) \cdot e^{d_s^2/2\sigma_p^2}$ . Тут  $P_s(x, y) -$ ймовірність наявності (або виникнення в масштабах часу періоду спостережень) стресу; Р<sub>тах</sub> – максимально можлива вірогідність поточної наявності стресу в досліджуваному місці, яка залежіть від типу сенсора, фізико-географічних особливостей регіону та типу поверхні (Р<sub>max</sub> для сенсорів Landsat ТМ і ЕТМ є 0,25 – 0,3);  $P_{min}$  – мінімальна вірогідність



Рис. 9. Розрахункові ризики підтоплень територій по міжріччю річок Прип'ять і Стохід у Поліському регіоні

a)

 $(P_{min} \in 6$ лизькою 0,01);  $d_s(x,y)$  – відстань від найближчого місця, яке знаходиться під зареєстрованою дією стресу;  $\sigma_p$  – емпіричний показник, що має визначатися на основі полігонних досліджень виходячи з особливостей рослинного покриву території досліджень та типу сенсору (наприклад, для LandsatTM i ETM у регіоні досліджень показник  $\sigma_p \in 1, 1-1, 5$  км). Таким чином, для регіону досліджень і сенсорів LandsatTM і ETM  $P_s(x, y)$  може бути визначений за допомогою формули:  $P_s(x, y) = 0,01+0,26 \cdot e^{\frac{d^2}{1},69}$ . Задача визначення ділянок у межах класів N з координатами x, y під дією стресу, викликаного впливом факторів  $Q_{stress}$ , може бути зведеною до задачі класифікації знімків у межах вибраних періодів *i*, спектральних смуг  $r_i$  типів сенсорів та регіону досліджень.

Розраховані в рамках цього підходу локальні значення ризиків представлено на рис. 9.

Наведені ризики оцінено в термінах імовірності виникнення негативних наслідків події в разі реалізації сукупності умов, що сприятимуть виникненню події. Виходячи з умов, заданих модельними рівняннями, можна сказати, що значення ризику 0,5 означає, що за умов достовірного перевищення середнього рівня сезонних варіацій опадів або відповідно стоку у відповідному місці буде зафіксовано випадок підтоплення. Тобто ризик 0,5 за наявних кліматичних тенденцій практично означає щорічне підтоплення будь-якого рівня з вірогідністю 0,86 в період 2010–2012.

Базуючись на оцінених локальних та регіональних ризиках підтоплень та методах оцінки комплексних мір ризику за результатами спільного аналізу багатовимірних мультиваріативних величин, було оцінено ризики повеней та підтоплень (рис. 10).

Отже, розрахунок просторових розподілів регіональних показників ризиків пілто-



*Рис. 10. а) сценарний розрахунок показників ризику виникнення повеней на період 2030 р.; б) сценарний розрахунок показників ризику розвитку процесів підтоплення на період 2030 р.* 

плень за допомогою даних супутникових спостережень в оптичному діапазоні визначає набори даних та оцінює показники основних змінних для конкретних сенсорів.

## Методика кількісного оцінювання якості води за даними спостережень і вимірювань

Ідея запропонованого підходу полягає у поєднанні різнорідних множин даних для оцінки показників якості води в термінах ризику, тобто ймовірності погіршення якості за наявності підвищених концентрацій окремих забруднювачів.

Методично проблема полягає у тому, що якість, відповідно до нормативних документів, оцінюється за класами (від першого до п'ятого) і категоріями (від першої до сьомої). При цьому якість води, що визначає приналежність до певного класу чи категорії, визначається нерівнозначними наборами індексів, що згруповані в три масиви: індекси мінерально-сольового складу (три показники), еколого-санітарні критерії (інша назва – «трофо-сапробіотичні індекси», яких налічується 20) та індекси специфічних токсичних забруднювачів (інша назва – «індекси вмісту специфічних речовин токсичної і радіаційної дії», до цієї групи входить 15 показників). Ці індекси пов'язані між собою і з визначеними класами якості більшою мірою методично, ніж генетично.

У реальних ситуаціях ми маємо можливість вимірювати чи спостерігати лише обмежені набори показників, які мають непряме відношення до цих індексів. Зокрема, це можуть бути спектральні індекси ДЗЗ, які не завжди можна легко поставити у пряме співвідношення із більшістю індексів якості води. Це означає, що в найбільш розповсюдженому випадку обмежених наборів даних, частина яких є непрямими, задача повноцінної, методично повної і достовірної оцінки якості води стає дуже складною. Однак можна оцінити ймовірність зміни якості води відповідно до класу (або категорії) за змін спостережуваних показників, які співвідносяться з індексами якості.

Задача полягає у створенні формального алгоритму отримання безрозмірних інтервальних оцінок за наборами рангованих критеріїв.

Оцінка ризику, пов'язаного із забрудненням водного середовища за обмеженими наборами даних на заданих критеріях і класифікаційних схемах, є комплексною нечіткою проблемою. Відповідний найпростіший підхід може бути побудований на основі теорії нечітких множин.

Алгоритм оцінки ризику розподілено на кілька етапів і може бути представлений у відносно простому вигляді.

Набір індексів для оцінки ризику визначимо за формулою:

$$M = (x_1, x_2, ..., x_n) = \{x_i\}, i = 1, 2, ..., n,$$
(9)

де n – кількість обраних оцінюваних параметрів;  $x_i$  – параметр із множини  $i^{th}$  параметрів ризику/ забруднювачів (у більшості реальних випадків оперують набором із кількох відомих забруднювачів, наприклад будемо враховувати ті, що ми можемо побачити за допомогою ДЗЗ: прозорість, завислі



Рис. 11. Ризик деградації якості поверхневих водних ресурсів за даними супутникових спостережень MODIS, MISRma AIRS 2002–2014 рр., завірених за даними польових спостережень, сітка моделі 50х50 км

речовини, біомасу фітопланктону, трофність, поверхнево активні органічні речовини, синтетичні сурфактанти, тобто n = 6).

Виходячи з критеріїв якості води, введених більшістю установчих документів, наприклад, Європейською водною директивою, множина критеріїв оцінки ризику *D* має визначатися відповідно до кількості введених класів (або категорій) якості і кількості критеріїв якості як:

$$D = (d_1, d_2, ..., d_m) = \{d_i\}, j = 1, 2, ..., m.$$
(10)

Тут m – кількість класів або категорій якості (ризик віднесення до якого ми будемо визначати)  $d_j$ , що відповідають кількості забруднювачів, за якими проводиться оцінка *i*<sup>th</sup>, зазвичай m = 5 (що відповідає кількості класів).

Далі ризики, пов'язані із забрудненням води, розподілимо на фіксовану кількість ступенів (інтервалів оцінок ризику): малий ризик, прийнятний ризик, неприйнятний ризик, високий ризик і катастрофічний ризик.

Матриця Z, яка буде пов'язувати індекси оцінки ризику (забруднювачі) М і критерії якості води D, виглядатиме так:

$$Z = \begin{bmatrix} z_{11} \cdots W \cdots z_{1m} \\ A \cdots C \cdots T \\ z_{n1} \cdots E \cdots Z_{nm} \end{bmatrix},$$

де  $z_{ij}$  – оцінка часткового ризику *i*<sup>th</sup> за критерієм ризику окремого забруднення *j*<sup>th</sup> із загальної сукупності індексів, що використовуються для оцінки якості (38 параметрів).

Для визначення ваги індексів V<sub>i</sub> використовуються коефіцієнти:

$$V_{i} = \frac{\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} (x_{i} - \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_{i})}}{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_{i}},$$

де  $0 \le V_i \le 1$ .

Тоді матриця оцінки ризику F може бути представлена формулою:

$$F = V \bullet Z = (f_1 \dots f_2 \cdots, \dots f_m).$$

У такому разі можна розрахувати кількісні показники ризику забруднення (відповідно до введеного визначення) *RI* за простим алгоритмом:

$$RI = \frac{\sum_{j=1}^{n} f_i \times j}{\sum_{i=1}^{n} f_i}.$$

Отже, простий алгоритм можна запропонувати для оцінки ризиків забруднення водних об'єктів відповідно до критеріїв оцінки якості води і наборів показників, отримуваних за даними вимірювань і спостережень.

Запропонований метод потребує апробації з використанням даних польових спектрометричних вимірювань. На рис. 11 представлено результати моделювання ризику деградації якості водних ресурсів суходолу за даними супутникових спостережень із використанням наведеного алгоритму.

Надалі ця методика, попередньо апробована, має бути вдосконалена через використання даних польових спектрометричних вимірювань та застосування просторового моделювання.

### Особливості створення та ведення моніторингу поверхневих вод

Для розв'язання поставлених задач необхідно побудувати просторово-орієнтовані моделі ключових об'єктів системи державного моніторингу довкілля та системи контролю джерел забруднення. Такі моделі повинні враховувати просторові (географічні) та інформаційні характеристики об'єктів. Такі моделі прийнято називати геоінформаційними моделями, або ГІС-моделями. Відповідно, ГІС-моделі містять просторовий та інформаційний складники.

Інформаційний складник зазвичай представляється множиною таблиць у вигляді реляційної бази даних, між якими є певні зв'язки через спеціальні ключові поля. Певні відношення є й між географічними даними ГІС-моделей різних об'єктів, які визначають точки об'єкта, що належать точкам іншого, тобто як співвідносяться у просторі між собою різні просторові об'єкти. Отже, під час синтезу ГІСмоделей об'єктів системи моніторингу довкілля слід визначати всі зв'язки між основними об'єктами цієї системи як для їх просторових, так і для інформаційних характеристик.

Математично відношення просторових складників ГІС-моделей описується за допомогою позначень:

$$\begin{array}{cccc} O_1 \subseteq (X_1, \ Y_1), & O_2 \subseteq (X_2, \ Y_2), \ \exists (x_2, \ y_2) \notin (X_2, \ Y_2): \\ & (x_2, \ y_2) \notin (X_1, \ Y_1), \end{array}$$

які слід розуміти так: об'єкт  $O_1$ , координати точок якого належать множині  $(X_1, Y_1)$ , та об'єкт  $O_2$ , координати точок якого належать множині  $(X_2, Y_2)$ , вступають у відношення типу «є спільні точки», тобто існують ("∃") такі пари координат  $(x_2, y_2)$  із множини  $(X_2, Y_2)$ , що вони належать і множині  $(X_1, Y_1)$ .

Варіант «підоб'єкт», коли всі точки об'єкта  $O_3$  належать точкам об'єкта  $O_2$ , можна описати так:

$$O_3 \subseteq (X_3, Y_3), O_2 \subseteq (X_2, Y_2): (X_3, Y_3) \notin (X_2, Y_2).$$

Наведені у (4.1) пари координат точок можуть бути декартовими (абсциса та ордината), полярними (довжина та кут) і геодезичними (широта та довгота).

Опис атрибутивних баз даних об'єктів, котрі містять інформаційний складник ГІС-моделі, будемо робити так:

$$O = [CodeO, Par01, Par02, ...],$$

де CodeO – унікальний код об'єкта O в базі даних системи моніторингу (ключове поле для встановлення інформаційних відношень з іншими моделями); Par01, Par02, ... – назви параметрів об'єкта O.  $O_1 = [CodeO_1, CodeO, Par11, Par12, ...],$ 

де  $CodeO_1$  — унікальний код об'єкта  $O_1$  в базі даних системи моніторингу (ключове поле для встановлення інформаційних відношень з іншими моделями, зокрема з моделлю об'єкта O); Parl1, Parl2, ... – назви параметрів об'єкта  $O_1$ .

Наведені та розроблені ГІС-моделі основних об'єктів систем моніторингу довкілля дають змогу застосовувати методи ідентифікації цих моделей за даними загальнодержавного моніторингу довкілля, кадастрів природних ресурсів та систем державного обліку природокористування.

Головні висновки. Результатом застосування запропонованої технології є карти розподілу планктонних водоростей та методика кількісної оцінки їхньої щільності на основі даних супутникової зйомки. За допомогою методів ДЗЗ можуть бути отримані карти розподілу мутності, альгоіндексу, озерності та карти теплової неоднорідності в поверхневому шарі водойм та методики дистанційної оцінки екологічного та технічного стану водних техноекосистем. За результатами проведених досліджень сформовано вимоги до технології захисту водних екосистем із використанням аерокосмічних технологій – розвиток наукових основ мультиспектральних методів та технічних засобів контролю екологічного стану водних екосистем, що є передумовою та підґрунтям ефективного управління їх екологічною безпекою. У результаті проведених досліджень з'ясовано, що під час оцінювання комплексного впливу забруднюючих речовин на екологічний стан водних екосистем із використанням аерокосмічних технологій доцільно враховувати зміни біологічних показників (показники біомаси і видового складу фітопланктону та вищих водних рослин). Відповідно до Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС, контроль інтегральних показників забруднення вод повинен базуватися на їхній екотоксичності, яка визначається за допомогою біотестування і дає змогу враховувати синергетичну взаємодію забруднюючих речовин.

Запропонований підхід дає змогу:

 створити науково-методологічну основу використання засобів супутникового спостереження земної поверхні та геопросторового аналізу під час вирішення задач оцінки екологічного стану довкілля; - сформувати основні принципи структурування й функціонування геоінформаційних моделей техногенних геоекосистем промислового регіону;

- вдосконалити теоретичні засоби інтегрованого аналізу комплексу різнорідних та різновисотних екологічних, геолого-геофізичних, геохімічних даних і багатоканальних аерокосмічних геозображень та на цій базі створити спеціалізовану геоінформаційну систему і технології вирішення задач комплексного геоекологічного моніторингу;

- створити технології екологічного картографування техногенно навантажених регіонів та надати оцінки ступеня впливу об'єктів критичної інфраструктури на оточуюче середовище, у тому числі шляхом візуалізації результатів за допомогою 3D-моделей;

- запропонувати і реалізувати на практиці фізико-математичні моделі й технології моніторингу теплового стану урбанізованих геоекологічних систем і надати кількісні оцінки температури земної поверхні міст і прилеглих до них територій за даними часових рядів космічних зйомок;

- виконати оцінки забруднення і температурного стану водних басейнів за часом та розробити рекомендації щодо виявлення нелегальних місць знаходження колекторів стічних і промислових вод, а також оптимізувати розміщення пунктів гідрогеологічних спостережень;

- розробити комплексний підхід до багатомасштабного прогнозування ризиків надзвичайних ситуацій природного характеру на основі фізикоматематичного і геопросторового моделювання з використанням даних ДЗЗ;

 розробити метод побудови систем підтримки прийняття управлінських рішень із використанням даних супутникового спостереження, фізико-математичного і геопросторового моделювання, оцінити ризикі метеорологічного характеру для міських агломерацій;

 розробити метод та отримати результати прогнозування довгострокових ризиків надзвичайних ситуацій гідрологічного і гідрометеорологічного характеру на основі фізико-математичного моделювання та використання супутникових спостережень і просторово розподілених даних, побудувати прогнозні карти розподілу ризиків повеней, підтоплень, деградації якості поверхневих вод, оцінити ризики забруднень повітря і грунтів.

### Література

- 1. Багатоспектральні методи дистанційного зондування Землі в задачах природокористування / В.І. Лялько та ін. ; за ред. В.І. Лялька, М.О. Попова. Київ : Наук. думка, 2006. 357 с.
- 2. Білявський Г.О., Фурдуй Р.С., Костіков І.Ю. Основи екології. Київ : Либідь, 2005. 408 с.
- 3. Моніторинг навколишнього середовища / О.І. Бондар та ін. ; за ред. О.І. Федоренко. Київ ; Харків : ДЕІ-ГТІ, 2005. 126 с.
- 4. Боголюбов В.М., Клименко М.О. Моніторинг довкілля : підручник / за ред. В.М. Боголюбова, Т.А. Сафранова. Херсон : Грінь Д.С., 2016. 530 с.
- 5. Зуб Л.М., Томільцева А.І., Томченко О.В. Оцінка стану водоохоронних територій із використанням методів дистанційного зондування Землі (на прикладі Дністровського комплексу ГЕС та ГАЕС). Гідроенергетика України. 2016. № 3–4. С. 51–56.

6. Клименко М.О., Прищепа А.М. Моніторинг довкілля. Рівне : УДУВГП, 2002. 232 с.

- 7. Використання даних супутникових спостережень для оцінки регіональних гідролого-гідрогеологічних ризиків / Ю.В. Костюченко та ін. Космічна наука і технологія. 2011. Т. 17. № 6. С. 19–29.
- 8. Кохан С.С., Востоков А.Б. Дистанційне зондування Землі: теоретичні основи. Київ : Вища школа, 2009. 511 с.
- Лялько В.И., Сахацкий А.И., Ходоровский А.Я. Применение многозональных космических снимков для оценки экологического состояния лесов (на примере зоны отчуждения ЧАЄС). Праці Міжнародної науково-практичної конференції «Информаційні технології управління екологічною безпекою, ресурсами та заходами у надзвичайних ситуаціях», Крим, с. Рибаче, 8–11 вересня 2002 р.: тезисы докл. Киев : НАУ «ХАІ», 2002. С. 75–77.
- Мацнєв А.І., Проценко С.Б., Саблій Л.А. Моніторинг та інженерні методи охорони довкілля : навчальний посібник. Рівне : Рівненська друкарня, 2017. 504 с.
- 11. Машков О.А., Васильев В.Э., Фролов В.Ф. Методы и технические средства экологического мониторинга. *Екологічні науки*. 2014. № 1/2014(5), С. 57–67.
- Машков О.А., Качалин И.Г., Синицкий Р.Н. Проектирование и разработка автоматизированной системы сбора и обработки геофизической информации. Збірник наукових праць Інституту проблем моделювання в енергетиці. 2005. Вип. 29. С. 57–64.
- Ісаєнко В.М., Лисиченко Г.В. Моніторинг і методи вимірювання параметрів навколишнього середовища : навчальний посібник. Київ : НАУ-друк, 2016. 312 с.
- 14. Обробка геофізичних сигналів у сучасних автоматизованих комплексах / М.Ф. Пічугін та ін. Житомир : ЖВІРЕ, 2006, 176 с.
- 15. Загрози антропогенного впливу на ландшафтне і біологічне різноманіття озер Шацького національного природного парку / В.Д. Романенко та ін. *Природа Західного Полісся*. 2012. № 9. С. 319–324.
- 16. Спосіб дистанційної оцінки екологічного стану і якості води внутрішніх водойм. *Перспективні науково-технічні розробки* НАН України. Екологія та охорона довкілля. Київ :Академперіодика, 2017. С. 32.
- Станкевич С.А., Козлова А.О. Особливості розрахунку індексу видового різноманіття за результатами статистичної класифікації аерокосмічних знімків. Ученые записки Таврического національного университета им. В.И. Вернадского. 2006. Т. 19(58). С. 144–150.
- 18. Томченко О.В., Силаєва А.А., Протасов О.О. Використання даних космічних спостережень за земною поверхнею для оцінки трансформації літоральної зони водойми охолоджувача за умови зниження рівня води. Матеріали V Міжнародної науково-практичної конференції «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти», м. Київ, 26–27 жовтня 2017 р. Київ, 2017. С. 207–209.
- 19. Шапарь А.Г., Емец Н.А., Бугор А.Н. Аналитическая составляющая (база знаний) системы экологического мониторинга. *Екологія і природокористування.* 2013. Вип. 17. С. 181–187.
- 20. URL: http://eco.com.ua/sites/eco.com.ua/files/lib1/konf/2vze/zb\_m/0029\_zb\_m\_2VZE.pdf.
- 21. URL: http://kursak.net/lekciya-2-monitoring-chs/http://www.ecoline.kiev.ua/articles/lidar/ lidmua.html.