

В.М. Самойленко, К.О. Верес

МОДЕЛЬНА ОЦІНКА ВОДНО - ЯКІСНОЇ ПАРАМЕТРИЧНО-ІНТЕГРАЛЬНОЇ СТІЙКОСТІ МАЛИХ БАСЕЙНОВИХ ГЕОСИСТЕМ УРБАНІЗОВАНИХ ЛАНДШАФТІВ

Запропоновано нові підходи до моделювання стійкості малих урболандшафтних басейнових геосистем за показниками якості води їх водотоків.

Стан проблеми та аналіз публікацій

Обґрунтовані в наших працях [1-4] удосконалені теоретичні уявлення та нові прикладні підходи до моделювання стану малих урболандшафтних басейнових геосистем (МУБГ) – малих басейнових геосистем як елемента басейнової ЛТС, ядром якого є постійний русловий водотік з площею водозбору до 2 тис. км², за умов територіальної приуроченості цього елемента до компонентів ландшафтно-урбанізаційної системи відповідного рангу. Вони передбачають моделювання певних підтипів і видів фазової та параметричної стійкості МУБГ, зокрема виду, який був названий "водно-якісною параметрично-інтегральною стійкістю" (ВЯПІС). Можливість запровадження та визначення останньої зумовлено суттєвою детермінованістю якісних гідроекологічних показників головного водотоку МУБГ структурами та станом його водозбору та наслідковим істотним значенням цих показників як дійсно інтегральних характеристик рівня стану усієї МУБГ. А проте, новизна та поліфункціональність запропонованих підходів до моделювання ВЯПІС потребували їх відпрацювання та перевірки на репрезентативних натурних об'єктах, якими є басейнові геосистеми малих річок Києва, з метою доведення методичних розробок "до числа", що і зумовило актуальність та предмет даної статті.

Постановка завдання

Зважаючи на вищевикладене, основне завдання цієї статті – подальший розвиток, деталізація, відпрацювання та тестування на прикладі малих річок Києва способів моделювання стійкості малих урболандшафтних басейнових геосистем за значеннями показників якості

води головних водотоків цих геосистем з відповідним класифікаційним категорюванням рівня їх стану для подальшого визначення необхідності та черговості проведення і виду екорекреаційних заходів.

Основний матеріал

Результати розвитку, відпрацювання і тестування обґрунтованих у [1-4] методично-прикладних рішень щодо числового моделювання інтегрального рівня стану МУБГ за ознаками її ВЯПІС полягають у наступному.

По-перше, удосконалено покладені в основу моделювання категорії якості води згідно з методикою її екологічної оцінки за [7], в результаті чого було створено відповідну категорійно-класифікаційну схему, наведену у табл. 1. При цьому спочатку було здійснено необхідне упорядкування вихідної схеми за [7], насамперед, шляхом запровадження певних видів обмежених інтервалів, що відтворюють розмежування значень кожного компонента якості води на категорії, зокрема напіввідкритих "зліва" інтервалів типу $a < x \leq b$ або (a, b) тощо [4-5]. Крім того у схему, подану у табл. 1, було внесено змістовні зміни та доповнення, зумовлені:

- визначенням параметрів логнормального розподілу (коефіцієнтів асиметрії і варіації) "міжкатегорійних" квантилів кожного компонента якості води за табл. 1 (тобто відшукуванням набору індивідуальних екофункцій таких квантилів згідно з положеннями [4-6]). У табл. 1 наведені значення "компонентних" коефіцієнтів асиметрії $C_{s,x}$ та середні значення таких же коефіцієнтів варіації $C_{v,x}^*$ для 37 змістовно відібраних з вихідної схеми за [7] компонентів;

- коригуванням певних категорійних інтервалів (позначених курсивом у табл. 1) шляхом узгодження вибірки квантилів кожного компонента табл. 1 з вимогами її "структурної" однорідності при логнормальному розподілі [5], а також з огляду на інші дослідження з нормування якості води [1-6, 8] (для трьох компонентів з позначкою "~" застосовується обернений порядок квантилів, тобто оперують з їх функціями розподілу ймовірностей неперевикнення).

По-друге, було удосконалено способи власне модельної оцінки рівня стану МУБГ за ознаками її ВЯПІС за схемою табл. 1, передусім шляхом:

Таблиця 1

Категорійно-класифікаційна схема для моделювання рівнів стану МУБГ за ознаками її водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості (на основі [7] з нашими упорядкуваннями, змінами і доповненнями)

Рівень стану за класом	Відмінний (I)	Добрий (II)		Задовільний (III)		Незадовільний (IV)	Погааний (V)	Параметри екофункцій компонентів якості води			
Категорія рівня стану Компоненти якості води	Відмінний (1)	Вельми добрий (2)	Добрий (3)	Задовільний (4)	Посередній (5)	Незадовільний (6)	Погааний (7)	C_{sx}	C_{vx}^*	$\Phi_{x,95\%}$	$\Phi_{x,5\%}$
<i>1. Сольово-компонентний блок</i>	(0-1,50)	[1,50-2,50)	[2,50-3,50)	[3,50-4,50)	[4,50-5,50)	[5,50-6,50)	$\geq 6,50$	1,935	0,290	—	—
1.1. Сума іонів, мг/дм ³	≤ 500	(500-750]	(750-1000]	(1000-1250]	(1250-1500]	(1500-2000]	> 2000	0,863	0,141	-1,380	1,834
1.2. Хлориди, мг/дм ³	≤ 20	(20-30]	(30-75]	(75-150]	(150-200]	(200-300]	> 300	5,992	0,644	-0,680	1,641
1.3. Сульфати, мг/дм ³	≤ 50	(50-75]	(75-100]	(100-150]	(150-200]	(200-300]	> 300	2,200	0,323	-1,054	1,888
<i>2. Трофо-сапробізаційний блок</i>	(0-1,50)	[1,50-2,50)	[2,50-3,50)	[3,50-4,50)	[4,50-5,50)	[5,50-6,50)	$\geq 6,50$	2,218	0,325	—	—
2.1. Зависи, мг/дм ³	≤ 5	(5-10]	(10-20]	(20-30]	(30-50]	(50-100]	> 100	5,998	0,644	-0,680	1,640
2.2. Прозорість, м	$> 1,50$	[1,50-0,95)	[0,95-0,60)	[0,60-0,45)	[0,45-0,30)	[0,30-0,15)	$\leq 0,15$	2,340	0,339	-1,032	1,878
2.3.1. pH (1) ~	[7,0-6,8)	[6,8-6,6)	[6,6-6,4)	[6,4-6,2)	[6,2-6,0)	[6,0-5,8)	$\leq 5,8$	0,305	0,051	-1,559	1,721
2.3.2. pH (2)	(7,0-7,5]	(7,5-7,9]	(7,9-8,1]	(8,1-8,3]	(8,3-8,5]	(8,5-8,7]	$> 8,7$	0,305	0,051	-1,559	1,721
2.4. NH ₄ , мгN /дм ³	$\leq 0,10$	(0,10-0,20]	(0,20-0,30]	(0,30-0,50]	(0,50-1,00]	(1,00-1,50]	$> 1,50$	4,384	0,531	-0,789	1,757
2.5. NO ₂ , мгN /дм ³	$\leq 0,002$	(0,002-0,005]	(0,005-0,010]	(0,010-0,020]	(0,020-0,050]	(0,050-0,070]	$> 0,070$	5,955	0,641	-0,682	1,643
2.6. NO ₃ , мгN /дм ³	$\leq 0,20$	(0,20-0,30]	(0,30-0,50]	(0,50-0,70]	(0,70-1,00]	(1,00-2,00]	$> 2,00$	5,679	0,624	-0,697	1,660
2.7. PO ₄ , мгP /дм ³	$\leq 0,015$	(0,015-0,030]	(0,030-0,050]	(0,050-0,100]	(0,100-0,200]	(0,201-0,300]	$> 0,300$	4,959	0,575	-0,742	1,713
2.8. Кисень, мг/дм ³ ~	$> 8,0$	[8,0-7,5)	[7,5-7,0)	[7,0-6,0)	[6,0-5,0)	[5,0-3,9)	$\leq 3,9$	0,018	0,003	-1,637	1,644
2.9.1. Насиченість O ₂ (1), % ~	[100-96)	[96-90)	[90-80)	[80-70)	[70-60)	[60-39)	≤ 39	0,018	0,003	-1,637	1,644
2.9.2. Насиченість O ₂ (2), %	(100-105]	(105-110]	(110-120]	(120-130]	(130-140]	(140-150]	> 150	0,018	0,003	-1,637	1,644
2.10. Перманганатна окиснюваність, мгО/дм ³	$\leq 3,0$	(3,0-5,0]	(5,0-8,0]	(8,0-10,0]	(10,0-15,0]	(15,0-20,0]	$> 20,0$	1,407	0,221	-1,226	1,881
2.11. Біхроматна окиснюваність, мгО/дм ³	≤ 9	(9-15]	(15-25]	(25-30]	(30-40]	(40-60]	> 60	1,562	0,242	-1,191	1,890
2.12. БСК ₅ , мгO ₂ /дм ³	$\leq 1,0$	(1,0-1,6]	(1,6-2,1]	(2,1-4,0]	(4,0-7,0]	(7,0-11,0]	$> 11,0$	5,540	0,615	-0,705	1,670
2.13. Біомаса фітопланктону, мг/дм ³	$\leq 0,5$	(0,5-1,0]	(1,0-2,0]	(2,0-5,0]	(5,0-10,0]	(10,0-15,0]	$> 15,0$	5,968	0,642	-0,681	1,642
2.14. Чисельність бактеріопланктону, млн.кл./см ³	$\leq 0,5$	(0,5-1,5]	(1,5-2,5]	(2,5-5,0]	(5,0-7,0]	(7,0-10,0]	$> 10,0$	1,668	0,256	-1,177	1,890

Рівень стану за класом	Відмінний (I)	Добрий (II)		Задовільний (III)		Незадовільний (IV)	Погааний (V)	Параметри екофункцій компонентів якості води			
Категорія рівня стану Компоненти якості води	Відмінний (1)	Вельми добрий (2)	Добрий (3)	Задовільний (4)	Посередній (5)	Незадовільний (6)	Погааний (7)	C_{sx}	C_{vx}^*	$\Phi_{x,95\%}$	$\Phi_{x,5\%}$
2.15.Чисельність сапрофітних бактерій, тис.кл./см³	≤1,0	(1,0-3,0]	(3,0-5,0]	(5,0-10,0]	(10,0-25,0]	(25,0-36,0]	>36,0	5,955	0,641	-0,682	1,643
2.16.Індекс сапробності за Пантле-Бюком	≤1,0	(1,0-1,5]	(1,5-2,0]	(2,0-2,5]	(2,5-3,0]	(3,0-3,5]	>3,5	0,018	0,003	-1,637	1,644
2.17.Індекс сапробності за Гуднайтом-Уїтлессом, %	[1-20]	(20-45]	(45-60]	(60-70]	(70-80]	(80-90]	(90-100]	0,018	0,003	-1,637	1,644
3.Екотоксифікаційний блок	(0-1,50)	[1,50-2,50)	[2,50-3,50)	[3,50-4,50)	[4,50-5,50)	[5,50-6,50)	≥6,50	4,688	0,555	—	—
3.1.Hg, мкг/дм ³	≤0,02	(0,02-0,05]	(0,05-0,20]	(0,20-0,50]	(0,50-1,00]	(1,00-1,50]	>1,50	5,169	0,589	-0,728	1,696
3.2.Cd, мкг/дм ³	≤0,10	(0,10-0,15]	(0,15-0,25]	(0,25-0,50]	(0,50-1,30]	(1,30-2,00]	>2,00	5,955	0,641	-0,682	1,643
3.3.Cu, мкг/дм ³	≤1,0	(1,0-1,5]	(1,5-2,5]	(2,5-10,0]	(10,0-15,0]	(15,0-25,0]	>25,0	6,088	0,650	-0,674	1,633
3.4.Zn, мкг/дм ³	≤10	(10-15]	(15-20]	(20-50]	(50-100]	(100-130]	>130	5,277	0,597	-0,722	1,690
3.5.Pb, мкг/дм ³	≤2	(2-5]	(5-10]	(10-20]	(20-50]	(50-70]	>70	5,932	0,640	-0,683	1,644
3.6.Cr, мкг/дм ³	≤2	(2-3]	(3-5]	(5-10]	(10-25]	(25-30]	>30	5,444	0,608	-0,711	1,677
3.7.Ni, мкг/дм ³	≤1	(1-5]	(5-10]	(10-20]	(20-50]	(50-75]	>75	5,921	0,639	-0,685	1,646
3.8.As, мкг/дм ³	≤1	(1-3]	(3-5]	(5-15]	(15-25]	(25-35]	>35	3,148	0,424	-0,906	1,842
3.9.Fe загальне, мкг/дм ³	<50	(50-70]	(70-100]	(100-500]	(500-1000]	(1000-1200]	>1200	5,921	0,639	-0,685	1,646
3.10.Mn, мкг/дм ³	≤10	(10-25]	(25-50]	(50-100]	(100-200]	(200-300]	>300	4,400	0,533	-0,788	1,756
3.11.Фтор, мкг/дм ³	≤100	(100-125]	(125-150]	(150-200]	(200-300]	(300-400]	>400	3,109	0,420	-0,912	1,843
3.12.Ціаніди, мкг/дм ³	0	(1-5]	(5-10]	(10-25]	(25-50]	(50-75]	>75	4,446	0,536	-0,784	1,753
3.13.Нафтопродукти, мкг/дм ³	≤10	(10-25]	(25-50]	(50-100]	(100-200]	(200-300]	>300	4,420	0,534	-0,786	1,755
3.14.Феноли леткі, мкг/дм ³	0	(0,1-0,5]	(0,5-1,0]	(1,0-2,0]	(2,0-3,0]	(3,0-5,0]	>5,0	2,700	0,378	-0,970	1,870
3.15.СПАР, мкг/дм ³	0	(1-10]	(10-20]	(20-50]	(50-100]	(100-150]	>150	4,267	0,522	-0,797	1,760
4.Радіонуклідний блок	(0-1,50)	[1,50-2,50)	[2,50-3,50)	[3,50-4,50)	[4,50-5,50)	[5,50-6,50)	≥6,50	5,700	0,625	—	—
4.1. ⁹⁰ Sr, Бк/дм ³	≤0,01	(0,01-0,03]	(0,03-0,05]	(0,05-0,50]	(0,50-1,00]	(1,00-1,20]	>1,20	5,679	0,624	-0,697	1,660
4.2. ¹³⁷ Cs, Бк/дм ³	≤0,04	(0,04-0,10]	(0,10-0,15]	(0,15-1,00]	(1,00-2,00]	(2,00-2,50]	>2,50	5,726	0,627	-0,694	1,657
<i>Інтегральна оцінка</i>	(0-1,50)	[1,50-2,50)	[2,50-3,50)	[3,50-4,50)	[4,50-5,50)	[5,50-6,50)	≥6,50	—	—	—	—

– запровадження чотирьох критеріальних блоків: сольово-компонентного, трофо-сапробізаційного, екотоксифікаційного та радіонуклідного, назви яких відображають як сутність відібраних до їх складу окремих компонентів-ідентифікаторів якості води, так і види полюцій-динамічних і споріднених з ними процесів у МУБГ [6], тобто процесів сапробізації, токсифікації, евтрофікації тощо;

– запровадження ідентифікації рівня стану МУБГ за сімома категоріями та п'ятьма класами, у т.ч. з огляду [8] – відмінного (містить 1-у категорію), доброго (2-у і 3-ю), задовільного (4-у і 5-у), незадовільного (6-ту) та поганого (7-му) рівня стану (табл. 1). При цьому певні уточнення назв категорій і класів у порівнянні з [7] було здійснено з метою більш точної за змістом їх відповідності вимоговим термінам англійської версії [8];

– поєднання назв всіх щойно зазначених категорій з відповідними їм назвами і значеннями індексів рівня стану (для всіх варіантів оцінки, див. далі), коли середні числові значення індексів є адекватними номерам категорій (тобто, наприклад, для першої категорії середнє значення індексу становитиме 1,00 і т.д.), а розподіл значень індексів між категоріями встановлюється за допомогою набору обмежених інтервалів, а саме, при постійному подаванні всіх індексів з точністю до сотих, для першої категорії – (0-1,50), для другої – [1,50-2,50), для третьої – [2,50-3,50) тощо (табл. 1);

– використання при моделюванні набору індексів рівня стану МУБГ (нижніх, відповідних ймовірним найкращим категоріям рівня стану; середніх, відповідних категоріям за вибіркоvim середнім; та верхніх, відповідних ймовірним найгіршим категоріям, див. далі моделі (3-7)), на основі базової моделі довірчої оцінки за [4-6], загальний запис якої для компонентів виглядає як:

$$x(t) * (1 + \Phi_x(t)_{Pl} \cdot C_{v,x}(t) / n_x^{0,5}) \leq m_x(t) \leq x(t) * (1 + \Phi_x(t)_{Pn} \cdot C_{v,x}(t) / n_x^{0,5}) , (1)$$

де $m_x(t)$ – функція дійсного середнього значення компонента; $x(t)^*$ і $C_{v,x}(t)$ – функції його вибіркового середнього значення та коефіцієнта варіації (скрізь приймався як середній); $\Phi_x(t)_{Pl}$ і $\Phi_x(t)_{Pn}$ – квантилі нижньої та верхньої межі довірчої ймовірності перевищення, що задаються в залежності від певних рівнів значущості (були скрізь прийняті за відповідними індивідуальними екофункціями конкретного компонента для 5% рівня значущості, тобто як $\Phi_{x,95\%}$ і $\Phi_{x,5\%}$, - табл. 1); n_x – кількість вимірів компонента.

– застосування трьох варіантів оцінки рівня стану МУБГ за ознаками її ВЯПІС для індексів: а) індивідуальних за показниками (компонентних) – компонентної оцінки рівня стану; б) блокових (середньовиважених за компонентними, з урахуванням числа вимірів) – блокової оцінки рівня стану; в) інтегральних (середньовиважених для блоків, з урахуванням числа вимірів, кількості розрахункових компонентів та їх усередненої варіабельності для блоків) – інтегральної оцінки рівня стану.

Загальний зміст застосування середньовиважених блокових та інтегральних індексів зумовлений тим, що таке виваження здійснюється обернено пропорційно до квадрата відносної стандартної похибки визначення середнього вибірки з n_x членів (E_{x*}): чим менший такий квадрат, тим більшу вагу мають значення компонентних або блокових індексів, за якими розраховуються, відповідно, середньовиважені блокові або інтегральні індекси. Модель же зазначеної похибки (у %) згідно з [5] виглядає як:

$$E_{x*} = \pm (C_{v,x} / n_x) \cdot 100\% . \quad (2)$$

Таким чином, спрощений запис (модель) компонентної оцінки рівня стану МУБГ (за діапазонами компонентного індексу I_x) матиме вигляд:

$$\begin{aligned} I_{x,95\%} \{[N_{c,x,95\%}]\} \leq I_x^* \{[N_{c,x}^*]\} \leq I_{x,5\%} \{[N_{c,x,5\%}]\} \\ \text{або } I_x \equiv \{I_x^* [N_c^*]; I_{x,95\%} - I_{x,5\%} [N_{c,x,95\%} - N_{c,x,5\%}]\} , \end{aligned} \quad (3)$$

де $I_{x,95\%}$, I_x^* та $I_{x,5\%}$ – назви категорій, відповідних нижньому (ймовірно найкращому, за лівою частиною (1)), середньому (за вибіркоvim середнім) та верхньому (можливо найгіршому за правою частиною (1)) компонентним індексам, адекватні $N_{c,x,95\%}$, $N_{c,x}^*$ і $N_{c,x,5\%}$ – номерам категорій табл. 1, як середнім значенням цих індексів.

Права частина (3) є повним "компонентним" визначенням рівня стану МУБГ, тобто, наприклад, цей рівень певного об'єкта моделювання за компонентом "завислі речовини" кваліфікуватиметься як $I_{3p} \equiv \{\text{задовільний } [4,00]; \text{задовільний–посередній } [4,00–5,00]\}$ тощо.

У свою чергу запис (модель) блокової оцінки рівня стану МУБГ (за діапазонами блокового індексу $I_{БЛ}$) матиме вигляд:

$$\begin{aligned} I_{БЛ,95\%}^{**} \{[N_{c,БЛ,95\%}^{**}]\} \leq I_{БЛ}^{**} \{[N_{c,БЛ}^{**}]\} \leq I_{БЛ,5\%}^{**} \{[N_{c,БЛ,95\%}^{**}]\} \\ \text{або } I_{БЛ} \equiv \{I_{БЛ}^{**} [N_{c,БЛ}^{**}]; I_{БЛ,95\%}^{**} - I_{БЛ,5\%}^{**} [N_{c,БЛ,95\%}^{**} - N_{c,БЛ,5\%}^{**}]; n_{БЛ,w}/n_{БЛ}\} , \end{aligned} \quad (4)$$

де $I_{БЛ,95\%}^{**}$, $I_{БЛ}^{**}$ і $I_{БЛ,5\%}^{**}$ – назви категорій, відповідні нижньому, середньому та верхньому блоковому індексам, визначені для кожного

блоку за його компонентними індексами-складниками вже як середньовиважені за значеннями цих індексів і числом вимірів кожного i -того компонента (n_x), прийнятого при цьому у розрахунок для блоку, та адекватні $N_{c,БЛ,95\%}^{**}$, $N_{c,БЛ}^{**}$ і $N_{c,БЛ,5\%}^{**}$ – середньовиваженим щойно зазначеним способом числовим значенням цих індексів; $n_{БЛ,в}/n_{БЛ}$ – відношення числа найгірших за $I_{x,5\%}$ компонентних індексів у блоці, що маркують категорії незадовільного та поганого рівнів стану (шосту і сьому), до загального числа блокових модельних компонентів. При цьому допоміжна модель отримання щойно згаданих середньовиважених значень, наприклад, $N_{c,БЛ}^{**}$ буде виглядати як:

$$N_{c,БЛ}^{**} = \frac{n_{БЛ}}{\sum_{i=1} (N_c n_x)_i} / \frac{n_{БЛ}}{\sum_{i=1} (n_x)_i} . \quad (5)$$

За таких умов повне "блокове" визначення рівня стану певного об'єкта може звучати, наприклад, за *трофо-сапробізаційним блоком* як $I_{ТС} \equiv \{\text{посередній } [4,66]; \text{задовільний–посередній } [4,48 - 4,93]; 7/12\}$. У цілому ж результати тестової блокової оцінки рівня стану на прикладі МУБГ річок Києва як репрезентативних тест-об'єктів [1-4] наведені у табл. 2, де символи при індексах маркують відповідні блоки, а саме "СК" – сольово-компонентний, "ТС" – трофо-сапробізаційний, "ЕТ" – екотоксикологічний та "РН" – радіонуклідний.

Інтегральна оцінка рівня стану МУБГ (за діапазонами інтегрального індексу I_{Σ}) базується на записі (моделі):

$$I_{\Sigma,95\%}^{**} \{[N_{c,\Sigma,95\%}^{**}]\} \leq I_{\Sigma}^{**} \{[N_{c,\Sigma}^{**}]\} \leq I_{\Sigma,5\%}^{**} \{[N_{c,\Sigma,95\%}^{**}]\} \\ \text{або } I_{\Sigma} \equiv \{I_{\Sigma}^{**} [N_{c,\Sigma}^{**}; N_{c,\Sigma,95\%}^{**} - N_{c,\Sigma,5\%}^{**}]; I_{\Sigma,БЛ,95\%} - I_{\Sigma,БЛ,5\%}; n_{\Sigma,в}/n_{\Sigma}\} , \quad (6)$$

де $I_{\Sigma,95\%}^{**}$, I_{Σ}^{**} і $I_{\Sigma,5\%}^{**}$ – назви категорій, відповідні нижньому, середньому і верхньому інтегральним індексам, визначені для кожного об'єкта за його блоковими індексами-складниками як середньовиважені; $N_{c,\Sigma,95\%}^{**}$, $N_{c,\Sigma}^{**}$ і $N_{c,\Sigma,5\%}^{**}$ – власне числові значення індексів $I_{\Sigma,95\%}^{**}$, I_{Σ}^{**} і $I_{\Sigma,5\%}^{**}$, середньовиважені за виразом $n_{x,\Sigma,БЛ} \cdot n_{БЛ} / C_{v,БЛ}^{*2}$ (див. модель (7)); $I_{\Sigma,БЛ,95\%}$ і $I_{\Sigma,БЛ,5\%}$ – назви категорій найкращого і найгіршого блокового індексу для об'єкта; $n_{\Sigma,в}/n_{\Sigma}$ – відношення числа всіх найгірших за $I_{x,5\%}$ компонентних індексів (з категоріями незадовільного і поганого рівня стану) до загального їх числа, використаного для об'єкта. При цьому допоміжна модель отримання щойно згаданих середньовиважених значень, наприклад, $N_{c,\Sigma}^{**}$ матиме вигляд:

$$N_{c,\Sigma}^{**} = \sum_{j=1}^{n_{\Sigma,БЛ}} (N_{c,БЛ}^{**} n_{x,\Sigma,БЛ} \cdot n_{БЛ} / C_{v,БЛ}^{*2})_j / \sum_{j=1}^{n_{\Sigma,БЛ}} (n_{x,\Sigma,БЛ} \cdot n_{БЛ} / C_{v,БЛ}^{*2})_j, \quad (7)$$

де $n_{\Sigma,БЛ}$ – число блоків, індекси яких виважуються для визначення $N_{c,\Sigma}^{**}$; $n_{x,\Sigma,БЛ}$ – сумарне число вимірів всіх компонентів у блоці; $n_{БЛ}$ – кількість таких компонентів; $C_{v,БЛ}^{*}$ – середні коефіцієнти варіації усереднених розподілів компонентів кожного j -того блоку ("блокових" екофункцій, [5]), параметри яких були визначені за повним набором компонентів табл.1. Зокрема, згідно з даними цієї таблиці зазначені $C_{v,БЛ}$ становлять для першого блоку 0,290, для другого – 0,325, для третього – 0,555 та для четвертого – 0,625.

Слід одразу зазначити, що домінантними при моделюванні (найбільш змістовними і вагомими для аналізу результатів, у т.ч. для прийняття природоохоронних рішень) є компонентні та блокові оцінки рівня стану МУБГ. Тому результати оцінки стану за діапазонами інтегрального індексу I_{Σ} загалом доцільно застосовувати більшою мірою для порівняння рівня стану різних об'єктів моделювання з метою визначення першочергових для екологічної реабілітації МУБГ, позаяк інше, "конкретно-об'єктне" застосування інтегральної оцінки дуже часто може не мати сенсу, наприклад, для МУБГ із значним рівнем радіонуклідного забруднення, але відносно невеликим рівнем загальнохімічного забруднення, коли інтегральний індекс буде засвідчувати, навіть при виваженні його складників, добрий рівень стану басейнових геосистем тощо.

Результати ж тестування підходів до модельної оцінки рівня стану на прикладі п'яти МУБГ річок Києва для варіанта інтегральних індексів наведені у табл. 2 і на рис. 1.

Стислий додатковий коментар отриманих і наведених у табл. 1 і на рис. 1 тестових результатів, які загалом є достатньо показовими самі по собі, можна звести до такого.

Тестове моделювання рівня стану за ознаками ВЯПІС було проведене на прикладі п'яти МУБГ Києва для кожної геосистеми у цілому, що дозволило використати досить значний вихідний інформаційний базис (практично всі доступні для нас просторово-часові дані про компоненти якості води об'єктів моделювання [1-4]), який сумарно містив у собі понад 2 тисячі просторово-часових вимірів компонентів. Це свідчить про достатність вихідних відомостей, а також про прийнятну за достовірністю міру залученої тестової інформації,

позаяк стандартні похибки E_x^* за моделлю (2) для МУБГ Горенки становили у середньому 24%, Віти і Нивки – 15%, Сирцю – 13% та Либіді – 10%.

Таблиця 2

Результати модельної оцінки рівня стану МУБГ Києва за ознаками їх водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості (моделі (3)-(7))

Варіант оцінки	Результат оцінки (рівень стану)
МУБГ р. Горенка:	
Блокова за $I_{СК}$	{вельми добрий [2,75]; відмінний – вельми добрий [1,33–2,00]; 0/3}
Блокова за $I_{ТС}$	{добрий [3,00]; вельми добрий – задовільний [2,43–3,71]; 0/7}
Блокова за $I_{ЕТ}$	{добрий [2,50]; добрий [2,50–3,00]; 0/4}
Блокова за $I_{РН}$	{задовільний [4,00]; задовільний [3,50–4,00]; 0/2}
Інтегральна за I_{Σ}	{добрий [2,75; 2,27–3,37]; відмінний – задовільний; 0/16}
МУБГ р. Віта:	
Блокова за $I_{СК}$	{добрий [3,00]; добрий [3,00]; 0/3}
Блокова за $I_{ТС}$	{задовільний [4,13]; задовільний [3,82–4,24]; 3/13}
Блокова за $I_{ЕТ}$	{посередній [4,74]; задовільний – посередній [4,47–5,38]; 4/8}
Блокова за $I_{РН}$	{задовільний [4,00]; задовільний [4,00]; 0/2}
Інтегральна за I_{Σ}	{задовільний [4,04; 3,77–4,16]; задовільний – посередній; 7/26}
МУБГ р. Нивка:	
Блокова за $I_{СК}$	{вельми добрий [2,33]; вельми добрий – добрий [2,33–2,67]; 0/3}
Блокова за $I_{ТС}$	{задовільний [4,41]; задовільний – посередній [4,16–4,80]; 6/13}
Блокова за $I_{ЕТ}$	{посередній [4,97]; задовільний – посередній [4,47–5,36]; 2/8}
Блокова за $I_{РН}$	{посередній [5,00]; задовільний – посередній [4,00–5,00]; 0/2}
Інтегральна за I_{Σ}	{задовільний [4,29; 4,04–4,67]; вельми добрий – посередній; 8/26}
МУБГ р. Сирець:	
Блокова за $I_{СК}$	{задовільний [3,67]; задовільний [3,67–4,00]; 1/3}
Блокова за $I_{ТС}$	{посередній [4,66]; задовільний – посередній [4,48–4,93]; 7/12}
Блокова за $I_{ЕТ}$	{посередній [5,32]; посередній – незадовільний [5,13–5,52]; 6/9}
Блокова за $I_{РН}$	{задовільний [4,00]; задовільний [3,50–4,00]; 0/2}
Інтегральна за I_{Σ}	{посередній [4,75; 4,58–5,01]; задовільний – незадовільний; 14/26}
МУБГ р. Либідь:	
Блокова за $I_{СК}$	{добрий [3,00]; добрий [3,00]; 0/3}
Блокова за $I_{ТС}$	{незадовільний [6,03]; незадовільний [5,76–6,25]; 8/10}
Блокова за $I_{ЕТ}$	{поганий [6,58]; незадовільний – поганий [6,29–6,58]; 7/8}
Блокова за $I_{РН}$	{задовільний [4,00]; задовільний [4,00]; 0/2}
Інтегральна за I_{Σ}	{незадовільний [5,76; 5,52–5,93]; добрий – поганий; 15/23}

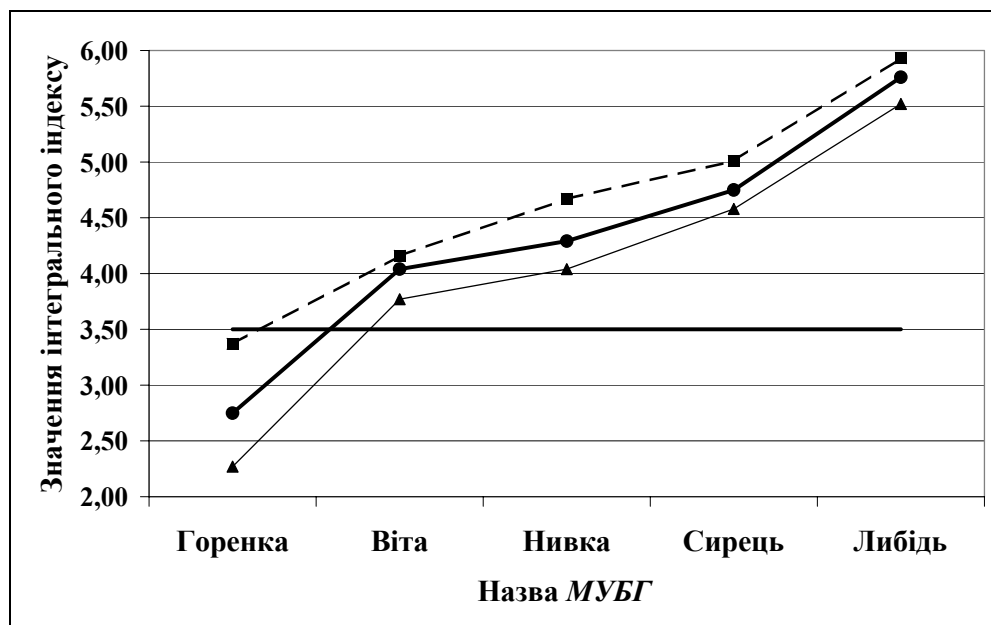


Рис. 1. Значення інтегрального індексу рівня стану ($—N_{c,\Sigma,95\%}^{**}$; $—N_{c,\Sigma}^{**}$; $---N_{c,\Sigma,5\%}^{**}$ за моделями (6)-(7)) тестових МУБГ річок Києва (горизонтальна лінія розмежовує класи доброго і задовільного рівня стану)

У табл. 2 та на рис. 1 протестовані МУБГ розміщені у порядку збільшення значень їх інтегральних індексів I_{Σ} , а отже у порядку погіршення рівня стану геосистем при варіанті інтегральної оцінки, що визначає і пріоритетність вибору об'єктів для їх екологічної реабілітації.

А проте, комплексність запропонованих вище підходів до моделювання дозволяє дійсно більш об'єктивно та зважено підходити до всебічної оцінки рівня стану конкретних МУБГ, аналізуючи результати вже блокової оцінки, у т.ч. з метою подальшого визначення першопричин погіршення стану геосистем тощо. Зокрема, наприклад, незважаючи на те, що рівень стану за I_{Σ} МУБГ Горенки коливається в межах доброго, оцінка ймовірних індексів трофо-сапробізаційного та радіонуклідного блоків засвідчує необхідність подальшого вивчення цієї МУБГ як об'єкта обов'язкового проведення заходів з поліпшення його стану. Крім того, хоча рівень стану МУБГ Нивки інтегрально кращий за такий же рівень МУБГ Сирцю та Либіді, геосистема річки Нивка загалом відзначається найгіршими серед усіх протестованих геосистем категоріями рівня стану за радіонуклідним блоком, що також потребує спеціального врахування і дослідження з точки зору радіоекологічної безпеки. З іншого боку, у зазначеному контексті незадовільний рівень стану геосистеми, наприклад, Либіді найменше зумовлений джерелами еконегативного впливу, які

викликають погіршення стану за параметрами сольово-компонентного блоку, а для МУБГ Сирцю такі джерела впливу слід передусім визначати стосовно процесів токсифікації геосистеми і т.п.

Насамкінець зазначимо, що при моделюванні слід зважати і на те, що:

- наведений у табл. 1 склад модельних компонентів є наслідком часткового їх тематичного відбору з вихідної схеми за [7] і потребує подальшого змістовного удосконалення. З цих позицій у першому наближенні для МУБГ можна запропонувати такий мінімально-необхідний склад компонентів за блоками схеми табл. 1 (зважаючи і на реальні можливості проведення вимірів тощо): за сольово-компонентним блоком – всі наведені компоненти, за трофо-сапробізаційним – компоненти 2.1, 2.2, 2.3, 2.6, 2.12, 2.14 та 2.16, за екотоксифікаційним – компоненти 3.13-3.15, за радіонуклідним – всі компоненти;

- при плануванні і проведенні моніторингових досліджень для отримання інформації про компоненти (табл.1) слід обирати оптимальний регламент таких досліджень, орієнтуючись хоча б на складники моделі (2) при заданій (необхідній) стандартній похибці E_x^* , а краще – на методику оптимізації геоекологічного моніторингу, викладену у [6];

- запропоновані вище модельні підходи є "відкритими" для подальшого удосконалення насамперед в частині більш коректного стохастичного визначення категорійних значень та складу компонентних індексів, у т.ч. з огляду на принципову застосовність таких підходів для розвитку методики категорійної оцінки якості поверхневих вод у цілому.

Висновки і перспективи

1. Відпрацювання і тестування запропонованих удосконалених і нових підходів до моделювання водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості малих урболандшафтних басейнових геосистем на прикладі річок Києва засвідчило правомірність таких підходів з підвищенням їх об'єктивності.

2. Відзначено суттєву необхідність домінантного інтервального врахування, крім компонентних, саме блокових індексів рівня стану об'єктів моделювання з початковою орієнтацією при плануванні екорекреаційних заходів на об'єкти вже із задовільним і посереднім (а не тільки із незадовільним і поганим) рівнем їх стану.

3. Перспективними подальшими розробками за предметом даної статті має стати, по-перше, розробка відповідного розділу рекомендацій з модельної оцінки та поліпшення стану малих урболандшафтних басейнових геосистем, у т.ч. з ідентифікації причин погіршення стану таких геосистем і визначення заходів з його поліпшення, що базуються на результатах запропонованої модельної оцінки. По-друге, викладені підходи є застосовними до модельної модифікації методики категорійної оцінки якості поверхневих вод у цілому.

* *

Предложены новые подходы к моделированию устойчивости малых урболандшафтных бассейновых геосистем по показателям качества воды их водотоков.

* *

1. *Самойленко В.М., Івашкевич К.О.* Поліпшення екологічного стану басейнових геосистем малих річок Києва // Гідр., гідрох. і гідроекологія. – 2005. – Т. 7. – С. 243-251.
2. *Івашкевич К.О.* Геоекологічні проблеми малих річок Києва // Фіз. географія та геоморф. – 2005. – Т. 49. – С. 254-258.
3. *Верес К.О.* Зіставлення інтегральних оцінок якості води малих річок сильно урбанізованих територій за різними методиками // Гідр., гідрох. і гідроекологія. – 2005. – Т. 8. – С. 48-54.
4. *Самойленко В.М., Верес К.О.* Теоретично-прикладні аспекти моделювання стану малих басейнових геосистем урбанізованих ландшафтів // Гідр., гідрох. і гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 330-338.
5. *Самойленко В.М.* Ймовірнісні математичні методи в геоекології. – К.: Ніка-Центр, 2002. – 404 с.
6. *Самойленко В.М.* Математичне моделювання в геоекології. – К.: Київ. ун-т, 2003. – 199 с.
7. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. / *В.Д. Романенко та ін.*, – К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.
8. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. – К.: 2006. – 240 с.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка