



**МОКІЄНКО Андрій Вікторович** — доктор медичних наук, головний науковий співробітник Державного підприємства «Український науково-дослідний інститут медицини транспорту Міністерства охорони здоров'я України» (Одеса)



**КОВАЛЬЧУК Ліна Йосипівна** — доктор медичних наук, доцент кафедри гігієни та медичної екології Одеського національного медичного університету



**КРИСЛІВ Анатолій Данилович** — кандидат технічних наук, Balkan Environmental Association (Одеса)

## ЯКІСТЬ ВОДИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ ЯК ФАКТОР РИЗИКУ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ: МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ

*Розроблено математичну модель для оцінки впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення Українського Придніпров'я, яке стикається з різними видами екологічних та санітарно-епідеміологічних негараздів. На прикладі однієї з поверхневих водойм регіону (оз. Катлабух) побудовано узагальнену агреговану оцінку якості води, яку використовують для питних і господарсько-побутових потреб. Розроблено векторну модель впливу якості води озера у двох варіантах: безпосередньо та в два етапи, тобто каскадний варіант. Розглянуто порівняльність обох варіантів та можливість проведення розрахунків оцінки впливу за обома варіантами, залежно від складності задачі.*

**Ключові слова:** вода, поверхневі водойми, ризик для здоров'я населення, математична модель.

**Методологія оцінки ризику.** У методології аналізу ризику виділяють два основні компоненти: оцінка ризику для здоров'я людини як медико-біологічне і гігієнічне завдання та управління ризиком як комплексне соціальне, економічне і політичне завдання. Моделі, які використовують для розрахунків ризику, містять як мінімум три рівні: індивід; група (відібрана за умовами експозиції, соціальною структурою або статеві-віковими ознаками); популяція населеного пункту або регіону. Найважливішими з точки зору оцінки ризику для здоров'я є індивідуальний і популяційний рівні [1].

Автори роботи [1] зазначають, що в Україні концепцією ризику для оцінювання впливу факторів навколишнього середовища практично не користуються. Дослідження переважно обмежуються констатацією факту погіршення стану здоров'я, тобто ідентифікацією загрози, що виникає під дією шкідливих факторів навколишнього середовища, а система гігієнічного регламентування, прийнята на сьогодні для забезпечення ефективної профілактики шкідливого впливу і гармонізації із загальноприйнятими у світовому співтоваристві уявленнями, вимагає практичного використання методів оцінки ризику

ку. Учені дійшли висновку, що оцінка ризику відіграє особливу роль в оптимізації відбору пріоритетних факторів для моніторингу, визначенні джерел забруднення навколишнього середовища, виборі точок і засобів для контролю експозицій, обґрунтуванні вибору індикаторних показників для середовищ, які впливають, і популяцій, які експонуються. При цьому визначено основні поняття, загальний опис методології оцінки ризику, ідентифікацію шкідливих факторів, оцінку експозицій, оцінку залежностей «доза—відповідь», характеристику ризику, зв'язок між оцінкою ризику і управлінням ним.

Сьогодні в Україні проводяться дослідження, пов'язані з переглядом величин гігієнічних нормативів — гранично допустимих концентрацій (ГДК) з позицій ризику і оцінки безпеки для здоров'я людини та факторів навколишнього середовища. Автори роботи [2] стверджують, що критерієм шкідливості при встановленні цих нормативів найчастіше були грубі показники, а ранні порушення стану організму без виражених органічних змін майже ігнорувалися. На їхню думку, ці підходи необхідно об'єднати і, залишивши ГДК як нормативну величину для контролю за станом навколишнього середовища, доповнити її еквівалентними показниками ризику для оцінки і прогнозу стану здоров'я людини залежно від рівня забруднення. У цій статті запропоновано методологію можливості використання показників ризику при обґрунтуванні ГДК.

У роботі [3] висловлено думку провідних гігієністів та екологів України щодо раціональності й необхідності впровадження у природоохоронну практику методології оцінки ризику для здоров'я населення у зв'язку з впливом чинників навколишнього середовища, насамперед хімічних факторів.

Особливу увагу слід приділити розвитку досліджень, спрямованих на вдосконалення методів прогнозування, вимірювання та оцінки рівнів експозицій факторів навколишнього середовища на різні групи населення. Напрямами таких досліджень є розроблення методів оцінки ризиків для здоров'я населення внаслідок

впливу різних фізичних факторів навколишнього середовища, удосконалення методологічної бази еколого-гігієнічного нормування і визначення пріоритетних показників якості середовища проживання людини, розроблення принципів і методів встановлення регіональних рівнів мінімального або цільового ризику та відповідних їм концентрацій хімічних речовин у різних середовищах, які доцільно використовувати для встановлення регіональних гігієнічних нормативів вмісту хімічних речовин у різних об'єктах навколишнього середовища.

Для успішного впровадження в Україні методології оцінки ризику для здоров'я важливими напрямками є оцінка агрегованих і кумулятивних ризиків, зумовлених багато- і мікросередовищними впливами хімічних сполук, розроблення регіональних параметрів експозиції для різних вікових груп, удосконалення методик і вимог до збору, узагальнення та аналізу інформації про якість навколишнього середовища, впровадження комп'ютерних програм за аспектами моделювання процесів, обліку і контролю еколого-гігієнічної ситуації, створення уніфікованих методик оцінки ефективності впровадження методології оцінки ризиків для здоров'я тощо.

Сучасні методи розрахунків відносного ризику для здоров'я населення тією чи іншою мірою засновані на оцінці співвідношення між «дозою» забруднювача або діючого фактора і результирующим «ефектом», який може проявлятися у вигляді як швидких реакцій — інфекційних захворювань або гострих отруєнь (якщо дози впливу великі), так і відтермінованих, наприклад зростання захворюваності певної нозології через якийсь час — часовий лаг. Часовий лаг — це розрив у часі між двома або кількома подіями, що перебувають у причинно-наслідковому зв'язку, наприклад між дією фактора і виникненням захворювання. Розрахунок часового лага і визначення його тривалості може бути досить складним завданням, що зумовлено різним часом розвитку відповідної реакції організму на певний вплив (наприклад, короткий інкубаційний період розвитку інфекційного захворювання або

тривалий процес формування каменів у нирках при вживанні води певного хімічного складу).

У сучасній літературі поняття *небезпека* і *ризик* при вивченні впливу факторів навколишнього середовища на стан здоров'я населення зводяться в основному до розроблення інтегрованих критеріїв якості навколишнього середовища. Причому під умовною небезпечкою, як правило, розуміють ступінь зростання ймовірності (ризик) розвитку несприятливих ефектів та їх виразності (тобто медико-біологічної і соціальної значущості) у разі певного перевищення ГДК протягом заданого проміжку часу. Умовною цю небезпечку названо тому, що її оцінка обмежена наявними на сьогодні даними про шкідливі ефекти, спричинені дослідженими концентраціями хімічних речовин. На відміну від показників потенційної небезпеки розглянуте поняття відображує прогнозований ризик і вагу впливу концентрацій, у певне число разів вищих за ГДК. Тому під терміном *умовний ризик* розуміють функцію, що інтегрально відображує ймовірність і вагу можливих біологічних відповідей на вплив забруднювача. Вхідними даними для розрахунків за такою методикою слугують значення фактичної концентрації забруднювачів і перевищення ГДК.

Відомі такі моделі оцінки ризику для здоров'я населення внаслідок впливу хімічних сполук, наявних у питній воді. Для токсикантів (не канцерогенів) стандартна формула розрахунків прийнятного щоденного введення ADI (Acceptable Daily Intake) має такий вигляд:  $ADI = NOAEL$  або  $ADI = LOAEL/UF$ , де NOAEL — рівень відсутності спостережуваного негативного впливу; LOAEL — рівень найнижчого спостережуваного негативного впливу; UF — фактор невизначеності.

Директивний рівень GV (Guideline Value) обчислюють за формулою:  $GV = ADI \times BW \times P/C$ , де BW — вага тіла; P — фракція ADI у питній воді; C — щоденне споживання питної води [4].

За методикою EPA [5] канцерогенний ризик розраховують за умови щоденного споживання води певного складу протягом усього жит-

тя людини. На такий самий строк визначено і норматив для розрахунків ризику. У разі вмісту хлороформу в питній воді 1 мг/л (середня кількість споживаної щодня води береться 3 л, середня вага людини — 70 кг) щодня людина споживає хлороформ у дозі ADD (Lifetime Daily Average Dose) 0,043 мг/кг. Величина ризику при використанні як лінійної, так і експонентної моделі становить 0,00133. Ця величина рівноцінна 1330 додатковим випадкам захворювань на рак на 1 млн людей, що постійно споживають таку воду.

Найпоширенішу модель розрахунків рівнів мікробного ризику наведено в останньому виданні Керівництва ВООЗ щодо якості питної води [6], в основу якої покладено якість необробленої води (CR) (мікроорганізмів на літр) за пріоритетними контамінантами — збудниками воднозумовлених інфекцій: бактеріальними (*Campylobacter*), вірусними (*Rotavirus*) і паразитарними (*Cryptosporidium*). Розрахунки ризику випадків діарейної інфекції на рік за наявності забруднення води на рівні 100; 10; 1 мікроорганізм/л відповідно дали такі результати: *Campylobacter* —  $2,5 \cdot 10^{-4}$ ; *Cryptosporidium* —  $6,4 \cdot 10^{-4}$ ; *Rotavirus* —  $1,6 \cdot 10^{-3}$ .

На думку відомого американського фахівця в галузі нормування якості води Т.Е. Форда [7], методики оцінки ризику потребують подальшого розвитку. Будь-яке обчислення ризику значною мірою залежить від можливої оцінки шляхів зараження питної води, інфекційної дози та сприйнятливості населення. Хоча спроби оцінки ризиків, зумовлених патогенами питної води, в деяких випадках моделюють і дійсно приблизно прогнозують сферу дії хвороби, невизначеність залишається занадто великою. Необхідні вдосконалені методики оцінки ризику, які брали б до уваги нерівномірний розподіл патогенів у питній воді, містили б кращі оцінки інфекційної дози і могли б точніше передбачити інфекційність мікроорганізму в природних умовах. Крім того, для точних оцінок необхідне включення до моделі визначення ризику зараження взаємодій серед мікробів та між мікробами і хімічними речовинами, як це вже зараз роблять для окремих

хімічних сполук. Акцент на виділеному словосполученні означає, що, наскільки нам відомо, тільки в цьому огляді наголошено на необхідності врахування взаємодії біологічного та хімічного забруднення води як самостійного (і, можливо, головного) фактора ризику для здоров'я населення.

**Методологія розроблення математичної моделі.** Відомо, що для оцінки якості води є ціла низка нормативних документів (ДСТУ, ГОСТ, методики, інструкції, правила), які передбачають ГДК поллютантів, хімічні і мікробіологічні характеристики води, вміст вірусів, важких металів тощо з метою оцінки придатності води з досліджуваної водойми для питних і господарсько-побутових потреб.

У нинішніх актуальних завданнях управління взагалі і екологічного зокрема така постановка не є новою: часто виникають ситуації, коли складний об'єкт описують цілим рядом локальних показників, а конструктору, розробнику, лікарю або адміністратору важливо мати узагальнену, інтегральну оцінку цього об'єкта. При цьому бажано, щоб така оцінка ґрунтувалася на якомога повнішому переліку реально діючих факторів. Тому наше завдання полягало у побудові узагальненої, агрегованої оцінки якості води, яку використовують для питних і господарсько-побутових потреб, на прикладі однієї з поверхневих водойм регіону. Така оцінка має враховувати якнайбільшу кількість реальних забруднювачів та інших факторів впливу на якість води.

У ряді робіт, присвячених питанням кваліметрії, тобто кількісної оцінки деякої якості, використовують техніку факторного аналізу, розробленого і застосованого на стику математичних і біологічних досліджень кілька десятиліть тому, зокрема такий різновид факторного аналізу, як метод головних компонентів.

Факторний аналіз розроблено саме для розв'язання задач стиску інформації (або отримання найбільшої інформації) за наявності великої кількості приватних ознак, що описують певну предметну область, і за відсутності кінцевого результуючого чинника, який адекватно описує цю область. «Факторами» на-

зивали певні синтетичні показники, отримані комбінаційними методами з наявних первинних локальних показників, при цьому одним із критеріїв побудови і відбору такого комбінованого показника був максимум інформації, яку він містить, про весь аналізований процес або об'єкт.

Усі показники приводять до діапазону  $[0,1]$ , потім здійснюють їх нормування з урахуванням меж реального діапазону, мінімальних і максимальних значень і згортають в інтегральний показник. Для цього серед усіх скалярних змінних, які описують обстежуваний об'єкт, проводять пошук такої, яка могла б з найбільшою точністю відтворити значення всіх локальних показників. Таку властивість має перший головний компонент (головний фактор), який ґрунтується на вихідних локальних показниках.

Для отримання за цією кваліметричною моделлю головного компонента необхідно за центрованими значеннями локальних показників підрахувати певним чином елементи коваріаційної матриці, знайти найбільше власне значення (НВЗ) цієї матриці, для виокремлених множин побудувати відносно НВЗ систему рівнянь, з якої і знаходять компоненти власного вектора. Для кожного з обстежуваних об'єктів визначають значення 1-го головного компонента і потім, з урахуванням найбільших і найменших його значень, обчислюють інтегральний показник якості об'єкта, що, як видно, є досить складним.

Описаний метод не позбавлений певного формалізму (часом важко фізично інтерпретувати отримані фактори) та інших недоліків. Тому нами було обрано досить просту векторну оцінювальну модель, що спирається на геометричний опис оцінюваних об'єктів і ситуацій [8]. Таку модель було розроблено для оцінки складних об'єктів, зокрема процесів соціально-економічного розвитку [9, 10]. Її завдання аналогічні описаним раніше: на базі набору локальних характеристик побудувати агреговану узагальнену оцінку досліджуваного об'єкта або процесу, причому узагальнений показник має адекватно враховувати внесок

кожного з локальних параметрів, зв'язок між ними, їх властивості, тенденції зміни тощо.

Цю модель було апробовано раніше з різними соціальними, соціально-економічними і соціально-екологічними об'єктами: оцінка рівня соціально-економічного розвитку мільйонних міст і приморських областей України, соціального благополуччя районів Одеської області, ефективності роботи промислових підприємств, різних господарських проектів гідротехнічного і екологічного характеру тощо [9, 10].

На першому етапі за участю фахівців у певній предметній області потрібно відібрати перелік показників, які характеризують досліджуваний об'єкт або ситуацію, провести ранжування цих ознак (зважування), визначити і/або оцінити залежності між ними. Відбір системи показників є самостійною задачею, і для різних постановок оцінки якості отримуємо різні сукупності характеристик, що описують обраний об'єкт.

В нашому випадку потрібно оцінити за допомогою узагальненого показника якість води в об'єкті  $f_i$  (озеро, лиман, річка). Як зазначено вище, для цього об'єкта слід визначити (виміряти) значення  $y_j$  відібраних показників ( $j = 1, \dots, n$ ), набір яких достатній для опису об'єкта:

$$E = \{y_1, \dots, y_j, \dots, y_n\}. \quad (1)$$

Для оцінки якості води досліджуваного об'єкта доцільно скористатися певним геометричним представленням, де розмірність простору  $E$  визначається числом  $n$  показників (на рис. 1 зображено випадок для  $n = 3$ ). Модуль сумарного багатовимірного вектора, що є певним узагальненим показником, використовується для інтегральної системної кількісної оцінки  $Y_i$  якості води об'єкта  $f_i$ :

$$Y_i = \left\| \frac{1}{S} \sqrt{\sum (y_j)^2} \right\|, \quad (2)$$

де  $i$  – номер цього об'єкта;  $S$  – нормуюче значення, пов'язане з кількістю показників;  $j$  – номер показника.

Цей вираз є рівнянням стану описуваної системи, тобто інтегральною оцінкою шуканого рівня, побудованою на локальних показни-

ках. У математичному сенсі це векторна сума вихідних локальних показників.

**Базові показники/критерії для побудови моделі.** Як приклад нами вибрано комплекс показників і критеріїв оцінки якості води оз. Катлабух (Одеська область). Цей об'єкт обрано не випадково, оскільки його вивчали в процесі комплексної гігієнічної та медико-екологічної оцінки поверхневих водойм Українського Придунав'я як одного з найбільш депресивних регіонів України, зокрема за демографічною, екологічною та санітарно-епідеміологічною складовою [11, 12].

Базовими показниками/критеріями слугували фізико-хімічні (сухий залишок), санітарно-хімічні (амонійний, нітритний, нітратний азот; загальний органічний вуглець, феноли), мікробіологічні (загальне мікробне число – ЗМЧ, індекс лактозопозитивних кишкових паличок – ЛКП, індекс ентерокока, *Escherichia coli*, *Vibrio spp.*, *Proteus vulgaris*, *Citrobacter spp.*, *Enterobacter spp.*, сульфитредукуючі клостридії), вірусологічні (ентеровіруси, вірус гепатиту А, ротавіруси, аденовіруси); паразитологічні (*Cryptosporidium parvum* oocysts); альгологічні (ціанобактерії *Merismopedia minima*, *Spirulina laxissima*) показники та результати оцінки впливу води на стан біоти різних рівнів організації: структурно-функціональні зміни в організмі лабораторних щурів; генотоксичність і мутагенна активність на мікробній тест-системі *Salmonella typhimurium* ТА 98; гостра та хронічна токсичність відносно короткоциклічних гідробіонтів *Thamnocephalus platyurus* (Crustacea, Anostraca) та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) відповідно [15–17].

Для розрахунків використано результати досліджень води, відібраної, згідно з моніторингом водних об'єктів Українського Придунав'я, лабораторією Дунайського басейнового управління водних ресурсів у двох точках озера (насосна станція НС-2 Суворовської зрошувальної системи (Ізмаїльський район) і головна насосна станція Кірова), та «модельні» дані – чиста і сильно забруднена вода. При цьому для попередньої інтегральної оцінки якості води ступені забруднення ранжували так: <20% – умовно чиста вода (це припускає спорадич-

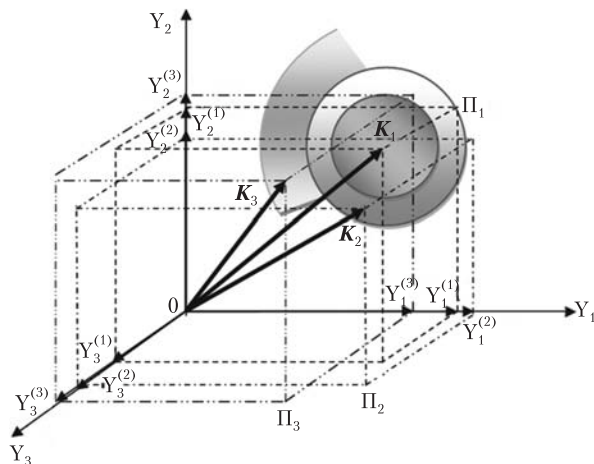
ність забруднень, наприклад залпових, у тому числі невідомими поллютантами); 20–40 % – забруднена вода, яку можна ефективно очистити на централізованих станціях очищення і знезараження; 40–60 % – забруднена вода, яка після централізованого очищення потребує ще

додаткового очищення і знезараження споживачем; 60–80 % – дуже забруднена вода, що становить ризик у разі рекреаційного використання (купання); >80 % – надзвичайно забруднена вода, не придатна для будь-якого водокористування. Зведені дані наведено в табл. 1.

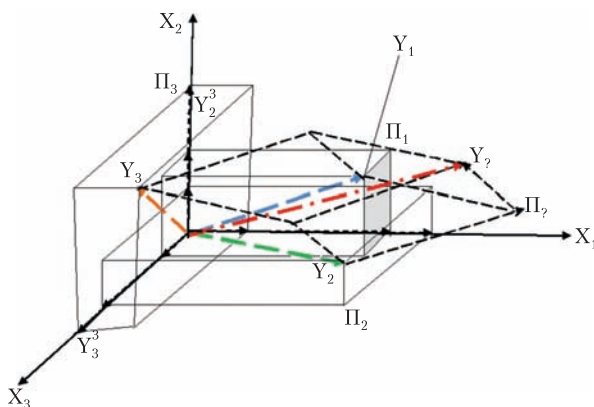
Таблиця 1. Показники і критерії оцінки якості води оз. Катлабух

Показники і критерії оцінки якості води	Одиниця вимірювання	БК <sup>1)</sup>	Стандартні і вимірювані значення			
			МЗ <sup>2)</sup>	Точка 8	Точка 9	Норматив
<b>Хімічні показники:</b>						
сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	0,1	2500	1443	1834	200 <sup>3)</sup>
азот амонійний	мг/дм <sup>3</sup>	0,3	0,6	0,346	0,398	0,1 <sup>3)</sup>
азот нітритний	мг/дм <sup>3</sup>	0,3	0,05	0,014	5,77	0,001 <sup>3)</sup>
азот нітратний	мг/дм <sup>3</sup>	0,3	0,6	0,282	0,23	0,1 <sup>3)</sup>
загальний органічний вуглець	мг/дм <sup>3</sup>	0,5	30	21,52	26,2	3,0 <sup>3)</sup>
феноли	мкг/дм <sup>3</sup>	0,5	6	2,9	3,0	1
<b>Мікробіологічні показники:</b>						
ЗМЧ	КУО/см <sup>3</sup>	0,1	3 · 10 <sup>4</sup>	10 360	14 940	Десятки <sup>3)</sup>
індекс ЛКП	КУО/дм <sup>3</sup>	0,3	10 <sup>6</sup>	10 <sup>5</sup>	10	10 <sup>2 3)</sup>
індекс ентерокока	КУО/дм <sup>3</sup>	0,3	10 <sup>6</sup>	10 <sup>6</sup>	10	350 <sup>4)</sup>
<i>Vibrio spp.</i>	+/-	0,5	100	100	100	1
<i>Proteus vulgaris</i>	+/-	0,3	100	100	1	1
<i>Citrobacter spp.</i>	+/-	0,5	100	100	1	1
сульфітрeredукуючі клостридії	+/-	0,3	100	100	1	1
<i>Enterobacter spp.</i>	+/-	0,3	100	100	1	1
<i>E. coli</i>	+/-	0,3	100	1	100	1
<b>Вірусологічні показники:</b>						
ентеровіруси	+/-	0,7	100	1	100	1
вірус гепатиту А	+/-	0,7	100	1	100	1
Ро Ротавіруси	+/-	0,7	100	100	1	1
А Аденовіруси	+/-	0,9	100	100	1	1
<b>Паразитологічні показники:</b>						
<i>Cryptosporidium parvum oocysts</i>	од./дм <sup>3</sup>	0,7	100	50	80	1
<b>Ціанобактерії:</b>						
<i>Merismopedia minima</i>	клітин/дм <sup>3</sup>	0,5	10 <sup>7</sup>	3,36 · 10 <sup>6</sup>	—	10 <sup>3)</sup>
<i>Spirulina laxissima</i>	клітин/дм <sup>3</sup>	0,5	10 <sup>7</sup>	3,99 · 10 <sup>6</sup>	—	10 <sup>3)</sup>
Структурно-функціональні зміни в організмі щурів	-/+	0,9	100	80	—	1
Генотоксичність	4 ступені	0,9	100	65	65	5
Мутагенність	3 ступені	0,9	100	80	80	5
Біотестування (гостра токсичність)	5 ступенів	0,5	100	40	60	1
Біотестування (хронічна токсичність)	-/+	0,5	100	100	100	1

Примітки: <sup>1</sup> – ваговий коефіцієнт; <sup>2</sup> – максимальне забруднення; <sup>3</sup> – норматив для джерел 1-го класу якості за ДСТУ 4808-2007 [13]; <sup>4</sup> – Directive 2006/7/EC [14].



**Рис. 1.** Графічне зображення оцінювальної моделі з трьома показниками, що характеризують об'єкт;  $K_1$ ,  $K_2$ ,  $K_3$  – вектори опису оцінюваних об'єктів



**Рис. 2.** Зображення каскадного варіанта оцінювання

**Побудова моделі.** За формулою (2) і вихідними даними з табл. 1 отримано такі інтегральні оцінки якості-забрудненості води (в балах): для чистої води – 12 балів; точка 8 – 200 балів; точка 9 – 178 балів. Гіпотетичний максимум забруднення – 283 бали.

У нашому випадку для побудови агрегованої оцінки якості води із застосуванням векторної моделі оцінювання можливі принаймні два варіанти. Один із них, як розглянуто вище, полягає в безпосередньому отриманні лінійної згортки всіх двох-трьох десятків до-

ступних (замірних) локальних показників. При цьому проводять їх афінні перетворення, тобто переводять у безрозмірні величини (частки), після чого будують їх геометричну суму (рис. 1). Другий метод (каскадний) дещо складніший, але дозволяє досліднику оцінити ступінь шкідливості не лише кожного окремого показника, а й отримати адресну величину внеску в загальну оцінку якості певних груп показників – окремо мікробіологічних, окремо хімічних та ін. За цим методом на першому етапі виконано інтегральну оцінку для кожної з цих груп, на другому етапі – на цих самих значеннях як на геометричних складових у новому просторі обчислено їх загальну векторну суму. Цю процедуру для трьох умовних груп зображено на рис. 2.

У цьому варіанті оцінки до використаних у першому варіанті груп показників для повноти картини додано ще три: стійкі органічні забруднювачі (СОЗ), важкі метали і показники радіаційної безпеки. Цю сукупність для 12 груп наведено у табл. 2.

Випадок, наведений на рис. 2, є умовним: у реальності, в тому числі щодо оз. Катлабух, число показників у кожній групі може бути різним, а самих груп значно більше, ніж три. Слід зазначити, що при цьому застосовується прямокутна система координат, тобто показники і їх групи вважаються незалежними. Якщо відомі значення їх взаємних залежностей (за результатами експериментів, джерелами літератури), векторна модель дозволяє їх враховувати. Для цього осі слід прокладати під відповідними напрямними косинусами. Зрозуміло, це ускладнить модельні представлення, однак можна припустити, що значне число використовуваних показників дасть у сукупності досить повну картину якості води у водоймі в цілому. Це певною мірою компенсує роботу без урахування умовних імовірностей і залежностей показників один від одного.

На основі цих розрахунків за внесками всіх груп отримано такі результати: для чистої води – 6,7 (~7) балів; для точки 8 – 141,4 (~140) балів; для точки 9 – 121,5 (~120) балів; для дуже забрудненої води – 192 бали.

Слід звернути увагу на три обставини. По-перше, включення в розрахунки трьох останніх груп (їх значення проставлені на базі експертних оцінок, передбачається, що вони не дуже значущі для розглянутого регіону) незначною мірою впливає на підсумкові значення проведених розрахунків. Це цілком зрозуміло — внесок в оцінку «шкідливості» води всіх трьох груп у сумі становить приблизно 3–5%, якщо вплив усіх 12 груп прийняти за 100%.

По-друге, з порівняння підсумків розрахунків оцінки за 2 і 1 варіантами видно, що для всіх чотирьох позицій (максимально забруднена вода, точки 8 і 9, чиста вода) абсолютні значення в другому варіанті виявляються нижчими, ніж у першому. Це не є помилкою, оскільки такий результат є наслідком згортки ряду показників у групи і використання дещо занижених значень вагових коефіцієнтів для груп у другому етапі розрахунків. У будь-якому випадку, вагомими є не абсолютні значення оцінок у балах, а їх відносні величини, їх порівняння між собою.

По-третє, саме таке порівняння підтверджує необхідність проведення розрахунків у двох варіантах — залежно від розв'язуваної дослід-

ником задачі він може вибирати більш придатний для конкретної ситуації варіант і в кожному з цих випадків розраховувати на отримання валідного результату. Дійсно, якщо порівнювати кількісні оцінки води в точках 8 і 9 з чистою водою, маємо результат за першим варіантом (лінійна згортка всіх показників підряд): у точці 8 вода в 17 разів більш забруднена; у точці 9 — в 15 разів; максимально забруднена вода — в 24 рази. У другому варіанті (каскадна схема) аналогічне порівняння з чистою водою дає зрівняні результати: для точки 8 — у 20 разів; для точки 9 — в 17 разів, для максимально забрудненої води — у 27 разів. Ще ближчими будуть результати, якщо обчислювати відсотки забруднення в точках 8 і 9 відносно максимально забрудненої води, взявши за 100% відстань у балах від найчистішої до найбільш забрудненої води: у першому варіанті розрахунків точка 8 становитиме 75,7% від найбільш забрудненої води; точка 9 — 65,4%; у другому варіанті — 73,9% і 65,7% відповідно. Отже, відмінності слід розглядати як несуттєві.

Для простоти ілюстрації на рис. 2 осі  $X_1$ ,  $X_2$  і  $X_3$  використовуються однаково для всіх об-

Таблиця 2. Оцінка внесків груп показників і критеріїв

Групи показників і критеріїв	Кількість показників	Одиниці вимірювання	ВК <sup>1)</sup>	МЗ <sup>2)</sup>	Точка 8 $X_{\text{сум}}$ 1-й етап	Точка 9 $X_{\text{сум}}$ 1-й етап	Чиста вода $X_{\text{сум}}$ 1-й етап
Хімічні	6	мг(мкг)/дм <sup>3</sup>	0,3	88,3	49,76	57,3	8,4
Мікробіологічні	9	КУО/см <sup>3</sup> (дм <sup>3</sup> ) (+/-)	0,3	102,5	92,85	58,53	0,08
Вірусологічні	4	+/-	0,7	151	114	99	2,6
Паразитологічні	1	од./дм <sup>3</sup>	0,7	70	35	56	0,24
Ціанобактерії	2	кл./дм <sup>3</sup>	0,5	70,7	26,2	—	0,12
Структурно-функціональні зміни в організмі щурів	1	-/+	0,9	90	72	—	0,66
Генотоксичність	1	4 рівні	0,9	90	58,5	58,5	16,4
Мутагенність	1	3 рівні	0,9	90	72	72	16,4
Біотестування	2	5 рівнів	0,5	70,7	53,8	58,3	0,12
СО <sub>2</sub>	3–4	нг/дм <sup>3</sup>	0,7	18	~10	~12	0,2
Важкі метали	4–5	мг/дм <sup>3</sup>	0,7	16	~12	~10	0,2
Показники радіаційної безпеки	1	Бк/дм <sup>3</sup>	0,5	16	~10	~10	0,1

Примітки: <sup>1)</sup> — ваговий коефіцієнт; <sup>2)</sup> — максимальне забруднення.



роблюваних груп показників: спочатку на них відкладають (з урахуванням вагових коефіцієнтів) показники I групи, у результаті отримуємо паралелепіпед  $\Pi_1$  із сумарною діагоналлю  $Y_1$  — пунктирна стрілка. Це інтегральна оцінка внеску в сумарну шкідливість I групи ознак. Далі на цих осях відкладають оброблені значення показників II групи (вони також зображені трьома параметрами). На них отримуємо паралелепіпед  $\Pi_2$  з діагоналлю  $Y_2$ , яка є агрегованою оцінкою внеску II групи. Аналогічно проводимо побудову для III групи і т.д.

На другому етапі в новому просторі, утвореному цими трьома (у нашому умовному випадку) діагоналями, будують останній, підсумковий паралелепіпед  $\Pi_\Sigma$ , (на рис. 2 показаний пунктирними лініями). Його діагональ  $Y_\Sigma$  (штрихпунктирна стрілка) і є результуючим вектором. Модуль цього вектора — підсумкова оцінка якості досліджуваної води.

Слід зазначити, що розроблення цієї моделі супроводжувалося певними труднощами, а саме — обмеженістю вітчизняних досліджень з цієї проблеми та односпрямованістю підходів до формулювання ризиків впливу водного фактора на здоров'я населення. Окремою перешкодою був брак даних щодо забруднення конкретних водойм. Тому було обрано водний об'єкт (оз. Катлабух), докладно проаналізований за всіма визначеними параметрами. Ступінь невизначеності окремих компонентів запропонованої моделі потребує спеціального обговорення. Це відсутність результатів моніторингу за всіма показниками; орієнтовність отриманих даних, оскільки для умовно патогенної, патогенної мікрофлори та кишкових вірусів це якісні показники (наявність, відсутність), а не число КУО або генних копій в об'ємі води; методична недосконалість, наприклад для ооцист криптоспоридій, виявлених у цьому об'єкті в максимальній кількості, проте із застосуванням більш чутливих методів ці цифри були б вищі; поєднання в одній моделі різних за значущістю критеріїв. Однак розроблене ранжування цих критеріїв за ступенем впливу на фактор ризику дозволило певною

мірою нівелювати розбіжності та можливі похибки, тому таку модель можна розглядати як перший крок у розробленні комплексних і адекватних методологічних підходів до оцінки води як фактора ризику для здоров'я населення.

В обговоренні опису запропонованої моделі і розгляді прикладу оцінки якості води доцільно також висловити деякі міркування. Ця векторна оцінювальна модель є досить універсальною і водночас простою. Такий інструмент може бути застосовано для оцінки якості води поверхневих водойм на різних територіях (для цього, зокрема, і було використано групи СОЗ, важких металів і показників радіаційної безпеки, які актуальні й в інших районах). Модель може працювати із залежними ознаками, використовуючи напрямні косинуси при побудові простору показників; у побудові узагальненої оцінки беруть участь (зі своїми вагами) усі показники тощо. Дуже важливо, що за потреби можна ефективно проводити внутрішній аналіз — за рахунок якого показника або їх груп відбулося погіршення або поліпшення. Можливе виконання прогнозу і класифікація об'єктів та оцінок. Однак найважливішим є те, що для оцінки використано не узагальнені характеристики факторів, а безпосереднє рівняння стану системи, записане мовою її прямих характеристик.

**Висновки.** Запропонована математична модель оцінки впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення є першою спробою інтегрального підходу до вирішення цієї проблеми. Побудовану на основі результатів комплексних досліджень води оз. Катлабух, яке є класичною евтрофованою поверхневою водоймою, математичну модель можна екстраполювати на інші джерела водопостачання, що свідчить про її певну універсальність.

Розроблення більш агрегованих моделей потребує поглибленого дослідження якості води поверхневих водойм та очищеної води, призначеної для споживання людиною, за найбільш вагомими з точки зору впливу на здоров'я населення показниками.

## REFERENCES

## [СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ]

1. Scherban N.G., Myasoedov V.V., Shevchenko E.A., Savchenko V.N. The methodical aspects of the use of environmental effect risk assessment methodology of public health in Ukraine and Russia. *Journal of Karazin Kharkiv National University. Series: Medicine*. 2010. (19): 97.  
[Щербань Н.Г., Мясоедов В.В., Шевченко Е.А., Савченко В.Н. Методические аспекты использования методологии оценки риска здоровью населения при воздействии факторов окружающей среды в Украине и России. *Вісн. Харк. нац. ун-ту ім. В.Н. Каразіна; сер. Медицина*. 2010. № 898. Вип. 19. С. 97–103.]
2. Chernichenko I.A., Serdjuk A.M., Litvichenko O.N., Balenko N.V. Hygienic regulation and risk. *Hygiene and sanitation*. 2006. **85**(1): 30.  
[Черниченко І.А., Сердюк А.М., Литвиченко О.Н., Баланко Н.В. Гігієнічне регулювання і ризик. *Гігієна і санітарія*. 2006. Т. 85, № 1. С. 30–32.]
3. Scherban N.G., Zhukov V.I., Myasoedov V.V. *Estimation of risks to health of the population of a dangerous waste (biochemical aspects)*. (Kharkov: Apostrophe, 2010).  
[Щербань Н.Г., Жуков В.І., Мясоедов В.В. *Оценка рисков здоровью населения опасных отходов (биохимические аспекты)*. Харьков: Апостроф, 2010.]
4. Rabia A. *Drinking water contamination and its effects on human health*. МРHP 429: Introduction to Environmental Health. 04.08.2010.
5. Duffus J.H., Park M.V. *Chemical Risk Assessment*. Training Module No. 3, UNEP/IPCS. 1999.
6. Guidelines for drinking water quality. The 4<sup>th</sup> ed. Vol. 1. Recommendations. World Health Organisation. Geneva, 2011.
7. Ford T.E. Microbiological Safety of Drinking Water: United States and Global Perspectives. *Environ. Health Perspect.* 1999. **107**(1): 191.
8. Krissilov A.D., Krissilov V.A. Aim-oriented vector model formation for complex objects aggregated evaluation. In: Melnik L. (ed.). *Methods of the Environment Problems Solving*. (Sumy: Kozatskiy Val, 2005). P. 138–155.  
[Крисиллов А.Д., Крисиллов В.А. Формирование целеориентированной векторной модели для построения агрегированных оценок сложных объектов. В кн.: *Методы решения экологических проблем*. Под ред. Л. Мельника. Сумы: Козацький вал, 2005. С. 138–155.]
9. Krissilov A.D. The Qualimetric Simulation for Socio-and-economic Tasks Solving. *Proc. XI Intern. Conf. "Knowledge-Dialogue-Solution"* (June 20-30, 2005, Varna, Bulgaria). P. 265–271.  
[Крисиллов А.Д. Применение квалиметрических моделей при решении социально-экономических задач. *Proc. XI Intern. Conf. "Knowledge-Dialogue-Solution"* (June 20-30, 2005, Varna, Bulgaria). P. 265–271.]
10. Krissilov A.D. Integral assessment of the Ukrainian Black-Sea regions socio-economic development: resources, situation, and priorities. In: *The National and Regional Peculiarities in the Socio-economic Relations' Reformation and in Environmental Processes' Regulation in Ukraine and Poland*. Kyiv, 1997. P. 145–158.  
[Крисиллов А.Д. Интегральная оценка социально-экономического развития приморских областей Украины: ресурсы, ситуация, приоритеты. В кн.: *Національні і регіональні особливості реформування соціально-економічних відносин і регулювання екологічних процесів в Україні та Польщі*. Київ, 1997. С. 145–158.]
11. Topchiyev O.G., Platonova L.P., Shashero A.M. et al. Ukrainian Danube Region: Problems and Perspectives in the Context of the Development of the International Collaboration. *Visn. Odes. Nac. Univ.* 2003. **8**(11): 18.  
[Топчійєв О.Г., Платонова Л.П., Шашєро А.М. та ін. Українське Придунав'я: проблеми і перспективи розвитку у контексті міжнародного співробітництва. *Вісник ОНУ*. 2003. Т. 8, № 11. С. 18–28.]
12. Kovalchuk L.I., Mokiienko A.V. Modern environmental and health condition of the water objects of Ukrainian Near-Danube Region. *Actual problems of transport medicine*. 2014. (3): 171.  
[Ковальчук Л.І., Мокієнко А.В. Сучасний еколого-гігієнічний стан водних об'єктів Українського Придунав'я. *Актуальні проблеми транспортної медицини*. 2014. № 3. С. 171–183.]
13. Sources of the Centralized Drinking Water Supply. Hygienic and Ecological Requirements as to the Quality of Water and the Rules for Its Sampling: State Standards 4808-2007.  
[Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. ДСТУ 4808-2007. К.: Держспоживстандарт України, 2007.]
14. Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006. Concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. [http://archive.rec.org/albania/CD-Ligjet/EU-acquis/DG\\_ENV\\_Acquis/Water\\_Quality/Dir\\_7\\_e\\_2006.pdf](http://archive.rec.org/albania/CD-Ligjet/EU-acquis/DG_ENV_Acquis/Water_Quality/Dir_7_e_2006.pdf)

15. Kovalchuk L.I., Korobchansky V.A., Mokienko A.V. Ecological and hygienic aspects of anthropogenic pollution of surface water reservoirs in Ukrainian Danube region. *Journal of Education, Health and Sport*. 2015. 5(8): 137.  
[Ковальчук Л.І., Коробчанський В.О., Мокієнко А.В. Еколого-гігієнічні аспекти антропогенного забруднення води поверхневих водойм Українського Придунав'я. *Journal of Education, Health and Sport*. 2015. Т. 5, № 8. С. 137–144.]
16. Kovalchuk L.I., Korobchansky V.A., Mokienko A.V. Hygienic assessment of Ukrainian Danube region surface water bodies biological contamination. *Journal of Education, Health and Sport*. 2015. 5(7): 533.  
[Ковальчук Л.І., Коробчанський В.О., Мокієнко А.В. Гігієнічна оцінка біологічної контамінації поверхневих водойм Українського Придунав'я. *Journal of Education, Health and Sport*. 2015. Т. 5, № 7. С. 533–541.]
17. Kovalchuk L.I., Korobchansky V.A., Mokienko A.V. Complex assessment of Ukrainian Danube region surface impoundment water influence on biota of different levels of organization. *Journal of Education, Health and Sport*. 2015. 5(6): 462.  
[Ковальчук Л.І., Коробчанський В.О., Мокієнко А.В. Комплексна оцінка впливу води поверхневих водойм Українського Придунав'я на біоту різних рівнів організації. *Journal of Education, Health and Sport*. 2015. Т. 5, № 6. С. 462–471.]

Стаття надійшла 06.02.2017.

A.V. Mokienko <sup>1</sup>, L.Y. Kovalchuk <sup>2</sup>, A.D. Krissilov <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Ukrainian Research Institute for Medicine of Transport  
of Ministry of Public Health of Ukraine (Odesa)

<sup>2</sup> Odessa National Medical University

<sup>3</sup> Balkan Environmental Association (Odesa)

#### QUALITY OF WATER OF SURFACE WATER BODIES AS A RISK FACTOR FOR PUBLIC HEALTH: MATHEMATICAL MODEL

The mathematical model for assessing the impact of surface water bodies as a risk factor for the health of the population of the Ukrainian Danube Region, which faces various types of environmental and sanitary-epidemiological problems, is developed. On the example of one of the surface reservoirs of the region (Lake of Katlabukh) a generalized aggregation estimate of water quality, which is used for drinking and household needs, is made. The vector model of the influence of water quality of the lake is developed in two versions: directly and in two stages, that is, a cascading variant. Comparability of both variants and possibility of carrying out calculations for an estimation of influence in two variants – depending on complexity of a problem – is considered.

**Keywords:** water, surface water, risk, health of population, mathematical model.