

УДК 556.114:556.5(28)

П.М. ЛИННИК, д. х. н., проф., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

РТУТЬ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ: КОНЦЕНТРАЦІЯ ТА СПІВІСНУЮЧІ ФОРМИ У ВОДНІЙ ФАЗІ (ОГЛЯД)

В оглядовій статті узагальнено результати досліджень ртуті як одного з найтоксичніших металів для гідробіоти і людського організму. Наведено дані стосовно концентрації ртуті у воді різнотипних водних об'єктів та співвідношення її розчиненої і завислої форм. Показано, що у незабруднених поверхневих водах концентрація Hg(II) не перевищує 3,0—5,0 нг/дм³, тоді як у поверхневих водних об'єктах поблизу промислового розроблення рудників, видобування золота, старих ртутних шахт тощо її концентрація становить від кількох мікрограмів до десятків мікрограмів в 1 дм³. Розглянуто співвідношення розчиненої і завислої форм ртуті. Концентрація розчиненої ртуті зазвичай дуже низька (часто <12 нг/дм³), тоді як адсорбованої завислими речовинами може бути набагато вищою. Тому адсорбцію ртуті на завислих частинках слід розглядати як домінуючий процес, який контролює її рівень у водному середовищі, зокрема поблизу промислових джерел забруднення або дельтових ділянок річок. Значну увагу приділено метильованій формі ртуті, яка характеризується найбільшою токсичністю серед інших її форм. Наведено дані стосовно частки метилртуті (CH₃Hg⁺) у загальному балансі розчинених форм. Показано, що вона, зазвичай, невисока, а це надзвичайно важливо з екологічних позицій. Обговорено вплив різних чинників, які впливають на процес метилування ртуті у природному водному середовищі (температура, рН і Eh води, наявність органічних речовин, комплексоутворення).

Ключові слова: *ртуть, співіснуючі форми, розчинена, зависла і метильована ртуть, поверхневі водні об'єкти.*

В об'єктах довкілля ртуть знаходиться переважно у розсіяному стані. За усередненими даними її вміст у земній корі становить $8,3 \times 10^{-6}$ % (за масою) [1, 16]. Зрідка зустрічається у самородному стані. Основна ж маса цього металу знаходиться у складі сполук, утворюючи самостійні ртутні мінерали. Найпоширеніший серед них — м'який темно-червоний мінерал кіновар (HgS) як основне джерело для видобутку ртуті [113].

Ц и т у в а н н я: Линник П.М. Ртуть у поверхневих водних об'єктах: концентрація та співіснуючі форми у водній фазі (огляд). *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 5. С. 91—115.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2026. 62(5)

Серед низки токсичних хімічних елементів ртуть (Hg) вважається найнебезпечнішою забруднювальною речовиною навколишнього середовища [3, 27, 34, 43, 68, 79, 114]. Доведено, що вона проявляє токсичний вплив на живі організми незалежно від форми знаходження. Причому її концентрація може зростати, зважаючи на перехід з нижчих на вищі трофічні рівні, та накопичуватися у різних тканинах організму [68].

До поверхневих водних об'єктів ртуть потрапляє внаслідок вилугування гірських порід, розкладання водних організмів, які накопичують її сполуки, а також в результаті вулканічної діяльності [3]. Ці шляхи надходження ртуті слід розглядати як природні, які тривають з року в рік. Ще у 80-х роках минулого сторіччя зазначалось, що природний винос ртуті в океан внаслідок ерозії становить майже 5 тис. т/рік [45]. Але слід зазначити, що більша частина сполук ртуті потрапляє до природного водного середовища антропогенним шляхом. Зумовлено це тим, що ртуть часто використовується в хлор-лужному процесі, целюлозно-деревній промисловості, технічних приладах (термометри, барометри), електрообладнанні (батареї), стоматології, фарбах та у військових цілях, що неминуче призводить до забруднення ґрунту та ґрунтових і поверхневих вод [19, 27, 114]. Стічні води промислових підприємств і сільського господарства — це серйозна потенційна загроза забруднення поверхневих водних об'єктів ртутьвмісними речовинами.

Важливим джерелом забруднення повітря сполуками ртуті виступають теплові електростанції, які здебільшого використовують вугілля як паливо [114]. Детальну інформацію щодо внеску різних виробництв (%) у глобальне забруднення повітря сполуками ртуті наведено в недавно опублікованій оглядовій статті [128]. Відповідні дані наведено на рисунку 1.

Як видно із наведених даних, за рахунок гірничодобувних підприємств у повітря викидається приблизно 37,5 % ртуті, далі йдуть стаціонарні промислові та електростанції, які спалюють викопне паливо (19 %), а також стаціонарне спалювання викопного палива у побуті (2,55 %). Крім того, наявні й інші джерела ртуті, зокрема виробництво цементу (10,5 %), кольорових металів (10,3 %), золота (3,8 %), вінілхлориду (2,6 %), спалювання біомаси (2,3 %), виробництво чавуну та сталі (1,3 %). До інших джерел, які у сукупності складають майже 10 %, відносяться виробництво хлору та лугу, сталі, переробка нафти та спалювання відходів.

Після осідання ртуті на поверхні землі з повітря вона переноситься з поверхневим стоком у річки та водойми. Спосіб, за яким ртуть потрапляє у харчовий ланцюг, — це водні рослини та тварини [68].

Широке використання ртуті і її сполук стало причиною поглибленого і різнопланового вивчення токсичних властивостей цього металу. Незрівнянно високу токсичність ртуті для живих організмів, у тому числі людського, відмічено ще в 50-х роках XX сторіччя, коли було виявлене масове отруєння людей в Японії (місцеві рибалки та їхні родини), які споживали в їжу молюски і рибу з високими показниками концентрації накопиченого металу [61, 66, 77, 115]. Виявлену хворобу назвали «Мінамата», оскільки морепродукти було виловлено в затоці Мінамата (Японія),

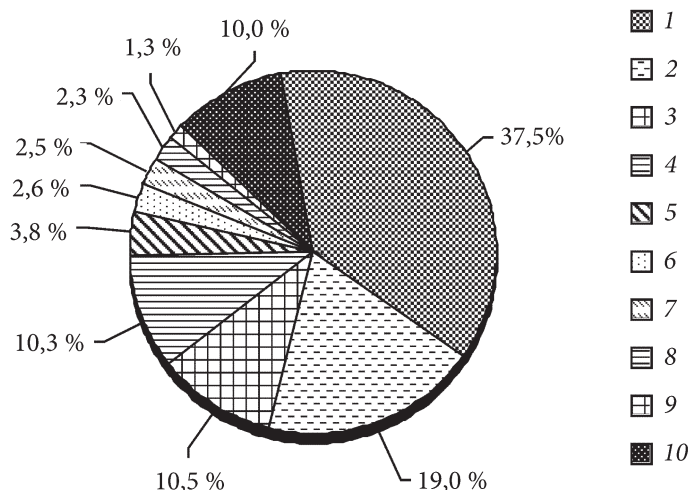


Рис. 1. Джерела атмосферного забруднення ртуттю. Адаптовано відповідно до [128]: 1 — гірничодобувні операції; 2 — спалювання викопного палива; 3 — виробництво цементу; 4 — виробництво кольорових металів; 5 — масштабний видобуток золота; 6 — виробництво вінілхлориду; 7 — спалювання викопного палива в побуті; 8 — спалювання біомаси; 9 — виробництво чавуну та сталі; 10 — інші джерела

яка забруднювалась відходами заводу з виробництва ацетальдегіду, де використовувалась ртуть. Подібні симптоми отруєння людей було виявлено у 1972 р. в Іраку через споживання хліба після обробки насіння зернових ртутьорганічними фунгіцидами [77, 84].

Оскільки ртуть небезпечна забруднювальна речовина для водного середовища, у Європейському Союзі її розглядають як пріоритетний токсикант, який знаходить своє відображення у Водній Рамковій Директиві та підлягає постійному моніторингу з метою розроблення заходів зі зниження його концентрації. Європейська комісія визначила надзвичайно суворі стандарти якості навколишнього середовища для оцінки хімічного стану водних об'єктів, які становлять 0,05 та 0,07 мкг/дм³ відповідно як середньорічна та максимально допустима загальна її концентрація [46].

Розчинність металічної ртуті у воді становить 45 мкг/дм³ [119], що відповідає концентрації $2,24 \times 10^{-7}$ моль/дм³ за температури 20 °С.

У поверхневих водних об'єктах Hg(II) існує у вигляді фізичних та хімічних форм з різноманітними властивостями, які визначають її складний розподіл між біотичними і абіотичними компонентами, біологічне збагачення та токсичність. Найважливіші хімічні форми — це неорганічна ртуть (Hg²⁺), монометилртуть (ММНг, CH₃Hg⁺) та диметилртуть (ДМНг, CH₃HgCH₃), а також комплексні сполуки з органічними лігандами [49, 77, 108, 114].

Наразі також вважається, що основний шлях потрапляння ртуті в організм людини полягає у споживанні продуктів морського рибальства

(риба, молюски, ракоподібні) [68, 77, 114]. У більшості харчових продуктів ртуть знаходиться переважно в неорганічній формі та в низьких концентраціях, які, зазвичай, не перевищують 20 нг/г у рибі та рибних продуктах [126]. Однак саме риба та рибні продукти — це основне джерело метилртуті у харчових продуктах. Найбільші концентрації цієї форми ртуті виявлено як у прісноводній, так і в морській рибі на найвищих трофічних рівнях. Наприклад, у істівних частинах акул, риби-меча та тунця середні значення метильованої ртуті становлять більше 1200 нг/г, тоді як анчоуси і корюшка характеризуються значно меншим її вмістом (в середньому 85 нг/г) [126]. Подібні величини концентрації було виявлено також у рибі забруднених ртуттю прісноводних систем, що призвело до запровадження рекомендаційних обмежень на її споживання у таких країнах, як Канада, Швеція та США [77].

Коротка характеристика ртуті як хімічного елемента. Ртуть, як і кадмій та цинк, належить до групи неперехідних металів. У сполуках вона проявляє ступінь окиснення +2. Крім того, для ртуті характерні сполуки, в яких ступінь її окиснення дорівнює +1. Серед металів підгрупи цинку ртуть характеризується найменшою активністю, що зумовлено високими значеннями потенціалу іонізації та позитивного окиснювального потенціалу її атомів [3].

Іони Hg^{2+} утворюють значну кількість комплексних сполук з координаційним числом 2, 3, 4, 5, 6 і 8. У всіх комплексних сполуках зв'язки « Hg(II) — ліганд», які утворюються, мають ковалентний характер і відзначаються доволі високою міцністю. Найстійкіші комплекси утворюються з лігандами, які містять атоми галогенів, азоту, фосфору, сірки і вуглецю. Що ж стосується іону Hg_2^{2+} , то він утворює обмежену кількість комплексів. Зумовлено це як слабо вираженою схильністю Hg(I) до утворення координаційних зв'язків, так і реакцією диспропорціювання її сполук.

Характерна особливість Hg(II) , яка відрізняє її від багатьох інших металів, полягає в тому, що у водних розчинах вона значною мірою зазнає гідролізу навіть у слабнокислому середовищі [3, 4]. Моноядерні гідроксокомплекси утворюються у розбавлених розчинах ртуті (II). Домінуючий гідроксокомплекс Hg(II) в умовах природних поверхневих вод — це $[\text{Hg}(\text{OH})_2]^0$.

Додавання до системи низки неорганічних лігандів, характерних для поверхневих прісних вод, показало, що помітні кількості хлоридних комплексів ртуті (II) слід очікувати лише в слабнокислому середовищі. Так, за значення рН 6,0 їхня частка у загальному балансі розчинених форм досягає 87,3 %, а за рН 7,0 і 8,0 — $\approx 7,0$ і 0,07 % відповідно. Інші комплекси ртуті (II) містяться у мізерно малих концентраціях [3]. Внесення у досліджувану систему деяких органічних лігандів (глутамінова кислота, лимонна кислота, фульвокислоти) зумовлює домінування комплексів Hg(II) з останніми. Як показують наші розрахунки, практично вся розчинена ртуть (II) входить до складу фульватних комплексів за значень рН середовища від 6,0 до 10,0. Отже, ці розрахунки показують, що гумусові речовини

відіграють важливу роль у міграції Hg(II) у поверхневих природних водах, про що йтиметься нижче.

Потрапляючи у природне водне середовище, сполуки ртуті зазнають трансформації через вплив різних чинників та процесів, які відбуваються в ньому. Певна частина ртуті залишається у розчиненому стані, а інша адсорбується на поверхні завислих речовин. Метилування за участі мікроорганізмів призводить до появи метильованих сполук CH_3Hg^+ та CH_3HgCH_3 або $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2^0$, а наявність у воді природних органічних речовин — до утворення відповідних комплексів [29, 51, 87, 129].

Концентрація ртуті у поверхневих водних об'єктах із різних регіонів, у тому числі тих, які зазнають антропогенного навантаження. Концентрація ртуті у поверхневих водних об'єктах знаходиться у доволі широкому інтервалі — від природно низьких величин у незабруднених прісних водах ($<1\text{--}20\text{ нг/дм}^3$) до значно вищих рівнів у забруднених регіонах (десятки мікрограмів в 1 дм^3). Зумовлено це впливом природних чинників, промислових скидів, атмосферних опадів і таких важливих характеристик водозбору, як наявність органічних речовин та рН об'єктів довкілля. Хоча фонові концентрації доволі низькі, у промислових/міських районах часто спостерігається підвищений вміст ртуті, що створює ризики забруднення харчового ланцюга.

Узагальнені нами дані стосовно загального вмісту Hg(II) у поверхневих водних об'єктах із різних регіонів світу наведено в таблиці 1.

У незабруднених поверхневих водах концентрація Hg(II) не перевищує $3,0\text{--}5,0\text{ нг/дм}^3$ [8]. Для прикладу, до таких відносяться естуарій р. Амазонка (Бразилія), Великі озера (Канада — США), р. Ніагара (Канада) та деякі інші водні об'єкти [39, 42]. Водночас, у поверхневих водних об'єктах поблизу промислового розроблення рудників, видобування золота, старих ртутних шахт тощо концентрація ртуті становить від кількох мікрограмів до десятків мікрограмів в 1 дм^3 . Забруднення ртуттю можливе і за рахунок змиву з територій, на яких використовуються сільськогосподарські пестициди.

Тому високі концентрації ртуті не повинні бути поза увагою, оскільки вони перевищують допустимі норми і створюють загрозу не лише для розвитку і функціонування гідробіоти, але й для здоров'я людей.

Співвідношення завислих і розчинених форм ртуті у поверхневих водах. У річках та озерах ртуть знаходиться як у розчиненій, так і в завислій формах, хоча співвідношення цих форм значною мірою змінюється залежно від місця розташування, хімічного складу води та рівня забруднення того чи іншого водного об'єкта.

Концентрації розчиненої ртуті зазвичай дуже низькі (часто $<12\text{ нг/дм}^3$), тоді як вміст ртуті, адсорбованої завислими речовинами, може бути набагато вищим. Це вказує на те, що адсорбцію ртуті на завислих частинках слід розглядати як домінуючий процес, який контролює її рівень у водному середовищі, зокрема поблизу промислових джерел забруднення або дельтових ділянок річок. Обидві форми, особливо коли мікроорганізми перетворюють їх на високотоксичну метилртуть, потрап-

Таблиця 1

Загальний вміст ртуті у поверхневих водних об'єктах із різних регіонів

Водні об'єкти	Концентрація Hg(II) _{заг} , нг/дм ³	Література
Незабруднені поверхневі води	3,0—5,0	[8]
Поверхневі водні об'єкти в районі м. Познань, Польща	$\frac{8,0-40,0}{20\pm 8}$	[75]
Ґрунтові води в районі м. Познань, Польща	$\frac{0,8-4,1}{1,3\pm 0,7}$	[75]
Річки, Польща	(420±45) — (890±34)	[69]
Озера у бореальному лісовому регіоні, Швеція	$\frac{1,9-7,8}{4,7}$	[86]
Водні об'єкти в провінції Кханьхоа, В'єтнам	(14,0±1,5)* — (40,0±10,4)* (0,7±0,17)** — (2,8±0,4)**	[81]
Адріатичне море:		
північна частина	$\frac{2,80-6,75}{4,07\pm 1,00^*}$ $\frac{1,14-15,35}{5,02\pm 3,26^{**}}$	[48]
центральна частина	$\frac{2,36-6,02}{3,67\pm 1,12^*}$ $\frac{0,11-1,78}{0,93\pm 0,47^{**}}$	
південна частина	$\frac{2,03-9,60}{2,96\pm 0,71^*}$ $\frac{0,09-1,71}{0,40\pm 0,26^{**}}$	
Річки і озера Болгарії	<2,5—48,0±4,0	[89]
Естуарій р. Амазонка, Бразилія	0,30—2,77	[39]
Озера, у тому числі Онтаріо, Ері, США	0,48—104,3	[56]
р. Ярлунг Зангбо, Тибет, КНР	1,46—4,99	[130]
Річки Уцзян і Хуанпу, КНР	2,6—329,6; 120—1580	[38, 72]
Річки-притоки оз. Мічиган, США	$\frac{0,56-182}{7,86}$	[67]
Великі озера, Канада	(0,29±0,05) — (12,44±3,57)	[42]
Великі озера, Канада	0,92—3,61	[110]
Озера в нафтоносному регіоні, Канада	$\frac{0,36-5,33}{2,05\pm 0,17}$	[44]
Поверхневі води вздовж системи р. Карсон — водосховища Лахонтан, США	4,28—2107	[20]

Продовження табл. 1

Водні об'єкти	Концентрація Hg(II) _{заг.} , нг/дм ³	Література
Поверхневі води басейну р. Пірасікаба, Бразилія	1,1—24,0	[52]
р. Червона, В'єтнам:		[94]
в період низького рівня води	50,0—80,0*	
в період повені	70,0—110*	
естуарій річки Червона	600—700**	
Річка Пра, Гана: сезон дощів	28,70—420,30	[41]
	164,28	
Річка Пра, Гана: сухий сезон	45,80—462,10	
	161,83	
Водні об'єкти, Південний В'єтнам	13,0—40,0*	[94]
р. Ніагара, вище і нижче за течією, 1986—2005 рр., Канада	1,05—0,35	[42]
	0,95—0,65	
Грунтові води з острова Скіатос, Греція	0,0—5600	[117]
р. Куюні, Венесуела	240—4140	[55]
	1600	
р. Мадейра та її притоки, Бразилія, у т. ч. поблизу основних районів видобутку золота	19,8—332	[95]
	24,6±4,5	
	200—9500	[100]
Поверхневі води у районі старих ртутних шахт, Румунія	<1000—6300	[101]
Річки поблизу алювіального золотого рудника, Гана	< 100—3092	[57]
Прибережна зона Мотріль, південно-східна Іспанія	н.м.в. — 2088	[90]
Річки Східного Техасу, США	н.м.в.—2500	[26]
	105	
р. Лом, золоторудний басейн Лом, східний Камерун: сезон дощів	0,0—42 000	[9]
	8 000	
р. Лом, золоторудний басейн Лом, східний Камерун: сухий сезон	1000—31000	
	7 000	
Альпійські озера в Гімалаях, Пакистан	300—3100	[91]
	1390	

Примітка. Над рискою граничні величини, під рискою — середні значення, * розчинена ртуть, ** ртуть у складі завислих речовин. Тут і в табл. 2: н.м.в. — нижче межі визначення.

ляють у харчовий ланцюг, створюючи ризики для водних організмів та людей.

Узагальнені нами дані щодо співвідношення завислої і розчиненої форм ртуті у водних об'єктах із різних регіонів світу наведено у таблиці 2.

Слід зауважити, що не завжди наводиться інформація про загальний вміст ртуті та її завислої і розчиненої форм. Часто наявні дані про розчинену і завислу форми, тому у такому випадку до уваги бралися усереднені показники суми середніх значень концентрації зазначених форм.

Із наведених даних видно, що в одних водних об'єктах домінує розчинена форма, а в інших — зависла, тобто більша частина ртуті знаходиться у складі завислих речовин. Значною мірою це залежить від вмісту останніх у воді, їхньої природи (домінують неорганічні або органічні частинки) та гранулометричного складу, хоча в науковій літературі не завжди наявна такого роду інформація.

Концентрація ртуті у складі завислих речовин істотно збільшується за зростання їхнього вмісту у воді, що було показано для естуарію р. Ельба і нижньої ділянки р. Міннесота [12, 35]. Про це йдеться також і в інших публікаціях. Виявлено тісний кореляційний зв'язок між концентрацією $Hg_{зав}$ і вмістом завислих речовин у воді зі значеннями коефіцієнта кореляції 0,96 і 0,83 залежно від пори року [30].

Частка метильованої ртуті у поверхневих водних об'єктах із різних регіонів. Метилртуть (CH_3Hg^+) як репрезентативна органічна форма ртуті створює глобальну проблему у прісноводному та морському середовищах [71]. Гідроксид метилртуті, CH_3HgOH , вважається найстабільнішою формою метильованої ртуті у прісноводному середовищі, тоді як у морській воді домінує хлорид метилртуті, CH_3HgCl [37, 120]. Характерна особливість метилртуті — це її висока здатність до біоаккумуляції та тривалого часу знаходження в живих організмах.

Узагальнену нами інформацію щодо концентрації метильованої ртуті та її частки у складі розчиненої $Hg(II)$ наведено в таблиці 3.

Із наведених даних видно, що частка CH_3Hg^+ у розглянутих нами водних об'єктах, зазвичай, незначна і зрідка перевищує 20 % $Hg_{розч}$. Про це йдеться також в роботах [22, 36], автори яких стверджують, що частка метильованої ртуті становить 3—6 % $Hg_{зав}$ у незабрудненій морській воді і 26—53 % $Hg_{зав}$ у прісних водах. Тому це слід сприймати певною мірою як позитивне явище з огляду на високу токсичність і небезпеку цієї форми ртуті для всього живого.

На підтвердження того, що частка CH_3Hg^+ невисока, наводимо дані щодо співвідношення розчиненої і метильованої ртуті у воді оз. Сважендзьке, Польща (рис. 2, а) і естуарію затоки Сан Франциско, США (рис. 2, б). Частка останньої складає 8—19 % $Hg_{зав}$ у воді зазначеного озера (див. табл. 3) і 3,7—31,6 % $Hg_{розч}$ у воді естуарію [13, 33].

Наведена вище інформація не означає, що в результаті трансформації сполук $Hg(II)$ в об'єктах довкілля не можуть утворюватись продукти метилування у значно більших концентраціях. Наявні випадки, коли у придонній воді озер під час стратифікації частка $MeHg^+$ досягала 12—

Таблиця 2

Співвідношення завислої і розчиненої форм ртуті у поверхневих водах суходолу із різних регіонів

Водні об'єкти	Hg _{зат} , нг/дм ³	Hg _{зав}		Hg _{розч}		Література
		нг/дм ³	% Hg _{зат}	нг/дм ³	% Hg _{зат}	
Озера, у тому числі Онтаріо, Ері, США	$\frac{0,48-21,66}{5,58}$	$\frac{0,06-11,03}{3,02}$	54,2	$\frac{0,42-12,64}{2,58}$	46,2	[56]
р. Ярлунг Зангбо, Тибет, КНР	$\frac{1,46-4,99}{2,79 \pm 1,05}$	2,01 ± 1,05	69,0	0,77 ± 0,16	31,0	[130]
Поверхневі води вздовж системи р. Карсон — водосховища Лахонтан, США	4,28—1583*	×	42,5—98,8*	2,46—25,28*	1,2—57,5*	[20]
Адріатичне море:						[48]
північна частина	9,09*	$\frac{1,14-15,35}{5,02 \pm 3,26}$	55,2	$\frac{2,80-6,75}{4,07 \pm 1,00}$	44,8	
центральна частина	4,60*	$\frac{0,11-1,78}{0,93 \pm 0,47}$	20,2	$\frac{2,36-6,02}{3,67 \pm 1,12}$	79,8	
південна частина	3,36*	$\frac{0,09-1,71}{0,40 \pm 0,26}$	11,9	$\frac{2,03-9,60}{2,96 \pm 0,71}$	88,1	
р. Ідрія, Словенія	$\frac{2,77-322}{36,87 \pm 84,16}$	×	83,7	$\frac{0,43-39,23}{6,01 \pm 10,77}$	16,3	[21, 22]
р. Кай, провінція Кханьхоа центральний В'єтнам	×	$\frac{(0,7 \pm 0,17)^* - (2,8 \pm 0,4)^*}{2,0-73,0}$	2—17	$\frac{(14,0 \pm 1,5)^* - (40,0 \pm 10,4)^*}{10,0-850,0}$	83—98	[81]
Онезьке озеро	$\frac{22,0-852,0}{320 \pm 70}$	$\frac{2,0-73,0}{24 \pm 6}$	7,5	$\frac{10,0-850,0}{296 \pm 64}$	92,5	[82]

Продовження табл. 2

Водні об'єкти	Hg _{заг} , нг/дм ³	Hg _{заг}		Hg _{розч}		Література
		нг/дм ³	% Hg _{заг}	нг/дм ³	% Hg _{заг}	
Поверхневі води у системі каналу водовідведення, Саудівська Аравія	2,43*	0,65–3,05 1,53	63,0	0,6–1,3 0,9	37,0	[116]
Південно-східне узбережжя Середземного моря, Єгипет	2482*	10,0–2210 672	27,1	40,0–6090 1810	72,9	[6]
Прибережна морська вода, Танзанія	0,175*	н.м.в.–0,31 0,095	54,3	н.м.в.–0,23 0,08	45,7	[23]
Грунтові води, Невада, США	0,4–36,7 119±10,7	×	×	н.м.в.–15,7 5,4±4,3	45,4	[31]
Кілійська дельта р. Дунай, Україна	250*	40–340 200	80,0	20–70 50	20,0	[2]
Основні притоки затоки Сепетіба, південно-східна Бразилія у цілому та окремі річки: р. Сан-Франциско	36,2* 1,4–8,3 4,9	0,3–250 24,5 0,7–8,1 4,5	67,8 91,8	0,1–66,6 11,7 0,2–0,7 0,4	32,3 8,2	[98]
р. Гуанду	102–323 188	96,4–156 121	64,4	4,9–167 66,6	35,4	
р. Іта	1,44–180 1,62	0,24–0,29 0,27	16,7	1,20–1,51 1,35	83,3	
Побутові свердловини на прибережній рівнині Нью-Джерсі, США	182–1180 625	23,0–630 335	53,6	99–530 273	43,7	[14]

Продовження табл. 2

Водні об'єкти	$Hg_{заг}$, нг/дм ³	$Hg_{заг}$		$Hg_{розч}$		Література
		нг/дм ³	% $Hg_{заг}$	нг/дм ³	% $Hg_{заг}$	
Естуарій Шельди, Бельгія	374,9*	110–1050 292	77,9	10–400 82,9	22,1	[11]
Північне море	0,32–4,29 1,62	0,04–2,65 0,98	60,5	0,18–0,96 0,64	39,5	[35]
р. Ельба, ФРН	2,35–102,7 38,2	158–99,4 36,2	94,8	0,76–329 2,01	5,2	
Озеро Балатон, Угорщина	1,4–6,5	×	×	×	≈ 70,0	[93]

Примітка: Над рискою — граничні величини, під рискою — середні значення; * усереднені значення (взято з відповідних літературних джерел); × — дані відсутні.

38 % і навіть 60 % $Hg_{заг}$ [25, 106]. Трансформація ртуті в об'єктах довкілля визначається динамічною взаємодією між абіотичними та біотичними чинниками, включаючи окисно-відновні умови, мікробну активність та компонентний склад органічних речовин.

Водні екосистеми, зокрема водно-болотні угіддя та естуарії, служать «гарячими» точками для метилування $Hg(II)$, що посилює ризик її біоаккумуляції в риби та, як наслідок, впливу на людину через споживання морепродуктів [103].

Як зазначено в низці публікацій, включаючи оглядові роботи [15, 107, 111], анаеробні мікроорганізми, такі як сульфато- та залізовідновлювальні бактерії або метаногени, в основному спричиняють утворення $MeHg^+$ через свій метаболічний шлях. Але низка чинників вказує також і на можливість альтернативних шляхів, які потенційно відбуваються у пелагіальних водах за окиснювальних умов. Зокрема прогнозується, що бореальні водні екосистеми зазнають зростання концентрації розчинених органічних речовин в результаті збільшення наземного стоку, спричиненого зміною клімату, а це може мати важливі наслідки для утворення $MeHg^+$ у помітно більших кількостях у товщі води [107].

Найважливіші чинники, які впливають на процес метилування ртуті у природному водному середовищі. Серед найважливіших чинників, які

Таблиця 3

**Концентрація та частка метильованої ртуті (MeHg⁺) у поверхневих водних
об'єктах із різних регіонів**

Водні об'єкти	Hg _{розч} , нг/дм ³	MeHg ⁺		Література
		нг/дм ³	% Hg _{розч}	
Поверхневі води вздовж системи р. Карсон — водосхо- вища Лахонтан, США	2,46—25,28*	0,13—1,33*	$\frac{3,4-15,4}{10,7}$ *	[20]
р. Ідрія, Словенія	$\frac{0,43-39,23}{6,01 \pm 10,77}$	$\frac{0,0-0,094}{0,035 \pm 0,032}$	0,6	[21]
р. Карсон, Невада, США	$\frac{2,46-25,28}{9,05 \pm 7,3}$	$\frac{0,129-1,33}{0,63 \pm 0,43}$	7,0	
р. Мадейра, Бразилія	$\frac{0,33-8,06}{2,031 \pm 2,317}$	$\frac{0,300-0,647}{0,413 \pm 0,148}$	20,3	[21]
Річка Пра, Гана: сезон дощів	$\frac{28,70-420,30}{164,28}$	$\frac{0,0-19,64}{2,38}$	1,45	[41]
Річка Пра, Гана: сухий сезон	$\frac{45,80-462,10}{161,83}$	$\frac{0,0-0,82}{0,42}$	0,26	
Озера в нафтоносно- му регіоні, Канада	$\frac{0,36-5,33}{2,05 \pm 0,17}$	$\frac{0,0-0,53}{0,097 \pm 0,011}$	$\frac{1,2-22,0}{5,26 \pm 0,67}$	[44]
р. Ярлунг Зангбо, Тибет, КНР	2,79±1,05	0,12±0,05	5,0±2,0	[130]
Балтійське море	$\frac{0,28-1,40}{0,6 \pm 0,2}$	×	≈ 20	[99]
р. Коннектикут, США	45,0	24,0	53,3**	[50]
Поверхневі води, Каліфорнія, США	$\frac{0,94-2,47}{1,64}$	$\frac{0,16-0,88}{0,35}$	21,3	[121]
	$\frac{0,84-2,63}{1,44}$	$\frac{0,13-1,30}{0,39}$	27,1	
Річка Саванна, Джорджія, США	2,59	0,085	3,3	[97]
оз. Сважендзьке, Польща	155—342	21,7—36,5	8,1—11,0	[13]
Річки східного Теннессі, США	10,0—21,0	0,12—0,27	1,2—1,3	[109]
Евтрофний естуарій, північний Тайвань	24,3—45,8	0,27—9,64	0,6—30,4	[47]
Річки Канади	1,1—4,2	0,04—0,20	3,6—4,8	[112]
Озеро Бал, Канада	1,8	0,09	5,0	

Примітка. * За усередненими значеннями; ** метильована ртуть і зв'язана в комплекси з органічними лігандами.

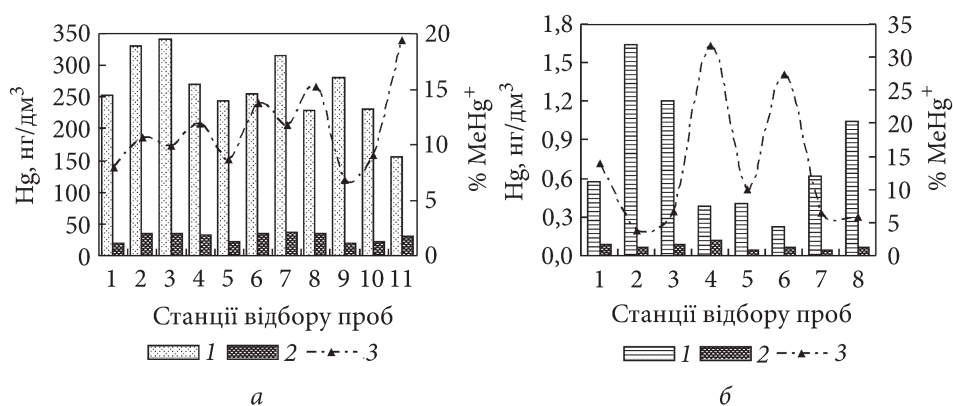


Рис. 2. Концентрація $\text{Hg}_{\text{заг}}$ (1) і MeHg^+ (2) у воді оз. Сважендзьке, Польща (а) та $\text{Hg}_{\text{розч}}$ (1) і MeHg^+ (2) у воді естуарію затоки Сан-Франциско, США (б). Частку MeHg^+ (3) виражено у % до $\text{Hg}_{\text{заг}}$ (а) або до $\text{Hg}_{\text{розч}}$ (б). Адаптовано відповідно до [13, 33]

сприяють метилуванню ртуті важливе місце посідають мікробіологічна активність, температура, рН води, наявність органічних речовин та їхній компонентний склад, окисно-відновні умови (редокс-потенціал, Eh), концентрація сульфід-іонів та деякі інші [10, 49]. Зазначені чинники детально обговорено в оглядовій статті [123]. На окремих із них зупинимось нижче.

Вплив температури. Помітний вплив на метилування $\text{Hg}(\text{II})$ у природному водному середовищі спричинює температура. Зазвичай, швидкість метилування ртуті у водних системах досягає максимуму в літні місяці [65, 70]. Встановлено, зокрема, що вивільнення метилртуті із донних відкладів за температури 4 °C становить 50—70 % від тієї кількості, яка надходить за температури 20 °C [127]. Ці дані свідчать про те, що взимку інтенсивність біологічних процесів помітно знижується, а з ними і метаболічна активність. Водночас, з підвищенням температури виникають сприятливі умови для формування дефіциту розчиненого кисню у придонному горизонті водойм та збільшення кількості доступної MeHg^+ через підвищену активність анаеробних мікроорганізмів [49, 74]. Саме анаеробні умови і температура розглядаються як найважливіші чинники, які пришвидшують процес метилування ртуті. З підвищенням температури зростає надходження з донних відкладів забруднювальних речовин, у тому числі метильованої ртуті, до водної товщі, а отже, збільшується біодоступність MeHg^+ для водних організмів з усіма негативними наслідками [71].

В умовах кліматичних змін передбачається зростання концентрації ртуті в атмосфері через збільшення інтервалів між періодами випадання опадів, а також пришвидшення процесу метилування ртуті через посилення мікробіологічної активності з підвищенням температури [17, 76, 118].

Вплив рН водного середовища. Дослідження потенційного впливу рН на метилування ртуті були пов'язані, передусім, із явищами закислення озер у північних регіонах через випадання атмосферних опадів з низькими показниками рН [123]. В результаті виявилось, що концентрація ртуті в рибах помітно зростає саме в таких озерних водах [60, 78]. Це наводило на думку, що зниження рН могло стати причиною збільшення концентрації метилртуті та її біоаккумуляції. Однак доказу прямого впливу зниження рН водного середовища на процес метилування ртуті не було доведено. Хоча мобільність і розчинність ртуті в цілому і метилртуті зокрема залежать від рН, але у даному випадку зростання їхньої концентрації у воді озер пов'язували зі збільшенням надходження з атмосферними опадами. Також останні характеризувались підвищеними концентраціями сульфат-іонів і, як наслідок цього, зростає вміст у воді метильованої ртуті [122].

Водночас, наявні дані про те, що зниження рН водного середовища впливає на метилування Hg(II) , яке було в сім разів інтенсивнішим при рН 4,5 порівняно з рН 8,5 [129]. Такий ефект автори пов'язують частково з сульфатною стимуляцією процесу метилування, принаймні у дослідах зі штучним зниженням рН у пробах природної води.

Існує думка про те, що зниження рН природної води може бути причиною вивільнення певної частини MeHg^+ зі складу завислих речовин, внаслідок чого зростає її концентрація і біодоступність у воді. Опосередковано на цей процес можуть впливати гумусові речовини, наявність яких у воді призводить, з одного боку, до певного зниження рН, а з іншого, — до зв'язування MeHg^+ в комплекси і вивільнення таким чином зі складу завислих речовин [63].

Допускається також, що зниження рН може бути причиною зменшення мікробіологічної активності, а з нею і швидкості бактеріального метилування ртуті. Однак опубліковані дані вказують на те, що мікробіологічна активність в озерах не знижується після їхнього підкислення [123].

Вплив органічних речовин. Роль органічних речовин в метилуванні Hg(II) не дуже зрозуміла. Відомо лише, що швидкість трансформації неорганічної ртуті в метилртуть набагато більша в донних відкладах з підвищеним вмістом органічних речовин у їхньому складі [123]. Про помітне збільшення концентрації MeHg^+ у воді, донних відкладах і організмах риб зі збільшенням вмісту органічного вуглецю йдеться в низці публікацій [54, 63, 127]. Розглядається стимулюючий вплив органічних речовин як поживних сполук на мікробіологічну активність у процесі метилування. Водночас пряме абіотичне метилування Hg(II) за наявності у воді гумінових і фульвокислот вважається незначним. Наявність органічних речовин з тіоловими групами у їхньому складі може бути причиною зниження метилування Hg(II) через утворення відповідних комплексних сполук [73]. Це ж саме стосується й гумусових речовин [104], які зв'язують в комплекси як іони Hg(II) , так і CH_3Hg^+ , завдяки чому зни-

жується процес метилування, з одного боку, а з іншого, біодоступність метильованої ртуті.

Однак підвищення вмісту органічних речовин у воді призводить до збільшення витрат розчиненого кисню на їхнє окиснення та може бути причиною його дефіциту і формування анаеробних умов у придонному горизонті водойм, а це активізує мікробіологічну активність, а значить, і зростання швидкості метилування Hg(II) . Тобто, у даному випадку мова йде про непрямий вплив органічних речовин на процес метилування ртуті. Крім того, завдяки комплексоутворенню за участі органічних речовин, знижується біодоступність Hg(II) для мікроорганізмів, тому слід очікувати зменшення кількісних параметрів біометилування ртуті.

Відомо також, що гумусові речовини здатні до відновлення Hg^{2+} до елементної ртуті (Hg^0) [3, 5, 59, 80], а саме це слід розглядати як важливу причину зниження доступності Hg^{2+} для метилування.

Вплив окисно-відновних умов. Як відомо, метилування ртуті відбувається як в аеробних, так і в анаеробних умовах. Якщо раніше вважалося, що метилування ртуті відбувається активніше в аеробних умовах, то результати пізніших досліджень показали, що цей процес набагато інтенсивніший в умовах аноксії [24, 85]. В результаті проведення досліджень з'ясувалось, що оксигенація (збагачення киснем) донних відкладів пригнічує інтенсивність метилування Hg(II) [111]. Було також встановлено, що в донних відкладах естуарію активність процесу метилування досягла максимуму за величини Eh-потенціалу (-220 мВ) порівняно з більш високим його значенням ($+110$ мВ) [32].

Зниження інтенсивності метилування Hg(II) в аеробних умовах пояснюється зменшенням активності анаеробних мікроорганізмів, зокрема сульфатовідновлювальних бактерій. Можна вважати, що анаеробні умови найсприятливіші для метилування ртуті. Рівень MeHg^+ у гіполімнетичних водах сезонно стратифікованих озер і водосховищ найвищий в період літньої стратифікації, коли концентрація розчиненого кисню знижується до мінімальних значень [18, 105].

Отже, в умовах кліматичних змін за тривалої температурної і кисневої стратифікації слід очікувати поглиблення дефіциту розчиненого кисню аж до появи аноксії, а це сприятиме зростанню показників метилування Hg(II) . Цьому також сприятимуть високі показники вмісту органічних речовин, оскільки за таких умов формується дефіцит O_2 , який інтенсивно витрачається на їхнє окиснення. А це, в свою чергу, зумовлюватиме зниження рН і Eh-потенціалу.

Комплексоутворення Hg(II) з органічними речовинами поверхневих вод. Утворення комплексів Hg(II) з природними органічними речовинами впливає на її біодоступність для асиміляції та продукування нейротоксичної метилртуті у водному середовищі [28, 29, 53, 58].

Іони Hg^{2+} легко утворюють комплексні сполуки з органічними лігандами, які характеризуються доволі високими значеннями умовних констант стійкості. Як було вже зазначено вище, у прісній воді більша частина розчиненої ртуті утворює комплекси з органічними лігандами через

сильну асоціацію, зокрема з тіоловими групами ($-RSH$) у їхньому складі [40, 73]. Причому у комплексоутворенні беруть участь не лише іони Hg^{2+} , але й метилртуть CH_3Hg^+ [40, 64, 125]. Зазначається, що навіть за низьких концентрацій ($\approx 3,0$ мг/дм³) природні органічні речовини істотно впливають на стан $Hg(II)$ у водному середовищі. Помітний вплив на шляхи міграції і розподіл ртуті у воді та донних відкладах виявляють гумусові речовини [123, 125].

Гумінові кислоти містять у своїй структурі дві основні функціональні групи, які можуть взаємодіяти з $Hg(II)$, — карбоксильну ($-COO^-$ від $-COOH$) та тіольну ($-S^-$ від $-SH$) групи [96]. За наявності у воді гумінових кислот відбувається комплексоутворення з метильованою формою ртуті, тобто з CH_3Hg^+ . У цьому контексті представляє інтерес діаграма розподілу різних її форм залежно від рН водного середовища (рис. 3), яку адаптовано з урахуванням даних, наведених у роботі [7].

Із наведених даних видно, що у слабкокислому середовищі домінує хлоридний комплекс метилртуті. За значень рН, характерних для природних поверхневих вод, переважає комплекс метилртуті з гуміноювою кислотою, частка якого знижується з підвищенням рН води. У слабколужному середовищі починає зростати частка комплексу метилртуті з гідроксил-іоном.

У науковій літературі неодноразово зазначалось, що $Hg(II)$ утворює комплексні сполуки з природними органічними лігандами, які характе-

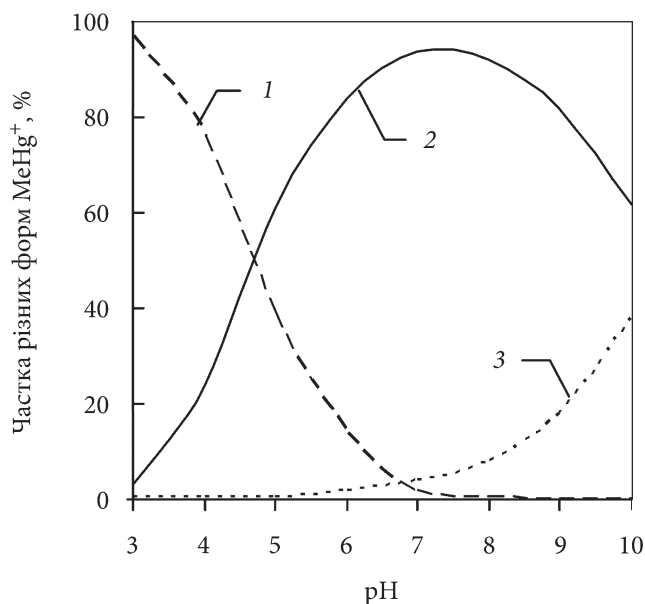


Рис. 3. Частка різних форм метильованої ртуті $MeHg^+$ за наявності у воді гумінових кислот ($1,0$ мг/дм³) [7]. $C_{MeHg} = 0,1$ ммоль/дм³ ($20,06$ нг/дм³), $C_{Cl} = 1,0$ ммоль/дм³ ($35,5$ мг/дм³). 1 — $MeHgCl$ (комплекс $MeHg^+$ з хлорид-іоном); 2 — $RSHgMe$ (комплекс $MeHg^+$ з гуміноювою кислотою); 3 — $MeHgOH$ (комплекс $MeHg^+$ з гідроксил-іоном)

ризуються доволі високими значеннями умовних констант стійкості [5, 102]. Серед низки важких металів ртуть за стійкістю гуматних і фульватних комплексів займає перше місце в ряду Ірвінга — Вільямса [83].

Комплексоутворення за участі природних органічних речовин, передусім гумусових кислот, значною мірою впливає на стан ртуті у природному водному середовищі, її міграцію, трансформацію співіснуючих форм та їхню біодоступність, зокрема метильованої ртуті [62, 92]. Зв'язування іонів Hg^{2+} в комплекси з розчиненими органічними речовинами впливає на процес метилування, про що вже йшлося вище, а також зазначено в статті авторів [88]. Тому на це слід особливо зважати при оцінці стану поверхневих водних об'єктів, які зазнають антропогенного навантаження, у тому числі сполуками Hg(II) .

Висновки

Ртуть належить до найнебезпечніших забруднювальних речовин довкілля, передусім поверхневих водних об'єктів. Особливо небезпечні для всього живого її продукти метилування — метилртуть CH_3Hg^+ і диметилртуть $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$. Більша частина ртуті потрапляє до природного водного середовища антропогенним шляхом через широке її використання у різних галузях промисловості і сільського господарства та приладах.

Потрапляючи у водне середовище, Hg(II) зазнає трансформації. Певна її частина адсорбується завислими частинками. Метилування за участі мікроорганізмів призводить до появи метильованих сполук, зазначених вище, а наявність у воді природних органічних речовин — до утворення відповідних комплексних сполук. Причому Hg(II) утворює комплексні сполуки, які відрізняються високими значеннями умовних констант стійкості.

Метилування Hg(II) слід розглядати як небажаний і небезпечний процес не лише для водних організмів, але й для людського організму, оскільки ця форма ртуті може накопичуватись, передусім у рибі і молюсках, які споживаються людиною.

Аналіз багаточисленних результатів досліджень свідчить про те, що у більшості водних об'єктів частка метильованої ртуті порівняно невисока, що дуже важливо з екологічних позицій. Однак у забруднених водних об'єктах з високим рівнем трофності процес метилування може посилюватись.

Серед низки чинників, які впливають на процес метилування ртуті у природному водному середовищі, важливе місце займають температура, рН і Eh-потенціал води, наявність органічних речовин, комплексоутворення, хоча їхню дію не завжди вдається однозначно інтерпретувати. Зниження концентрації Hg(II) за дії окремих із зазначених чинників сприяє істотному уповільненню процесу метилування.

Список використаної літератури

1. Карапет'янц М.Х., Дракин С.И. Общая и неорганическая химия. Москва: Химия, 1981. 632 с.

2. Козлова С.И. Трансформация форм ртути и процессы ее миграции в экосистемах Кикийской дельты р. Дунай и устьевого взморья : дисс. канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону, 1990. 200 с.
3. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Ленинград: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
4. Назаренко В.А., Антонович В.П., Невская Е.М. Гидролиз ионов металлов в разбавленных растворах. Москва: Атомиздат, 1979. 192 с.
5. Осадча Н.М., Линник П.М., Осадчий В.І. та ін. Хімія поверхневих вод України. Гумусові речовини. Київ: Академперіодика, 2025. 632 с.
6. Abdallah M.A.M. Mercury speciation in aquatic environment south eastern coast of the Mediterranean Sea, Egypt. *Emerging Contaminants*. 2020. Vol. 6. P. 194—203.
7. Amirbahman A., Reid A.L., Haines T.A. et al. Association of methylmercury with dissolved humic acids. *Environ. Sci. Technol.* 2002. Vol. 36. P. 690—695.
8. Appleton J.D., Williams T.M., Breward N. et al. Mercury contamination associated with artisan gold mining on the island of Mindanao, the Philippines. *Sci. Total Environ.* 1999. Vol. 228. P. 95—109.
9. Atangana M.S.B., Ngoupayou J.R.N., Deliege J.-F. Hydrogeochemistry and mercury contamination of surface water in the Lom Gold Basin (East Cameroon): water quality index, multivariate statistical analysis and spatial interpolation. *Water*. 2023. Vol. 15. Article number 2502. 23 pp. <https://doi.org/10.3390/w15132502>
10. Avramescu M.-L., Yumvihoze E., Hintelmann H. et al. Biogeochemical factors influencing net mercury methylation in contaminated freshwater sediments from the St. Lawrence River in Cornwall, Ontario, Canada. *Sci. Total Environ.* 2011. Vol. 409. P. 968—978.
11. Baeyens W., Decadt G., Elskens I. A study of the distribution mercury in the various compartments of the North Sea and Scheldt Estuary ecosystems. *Oceanologica Acta*. 1979. Vol. 2, N 4. P. 447—457.
12. Balogh T.J., Meyer M.L., Johnson D.K. Mercury and suspended sediment loadings in the lower Minnesota River. *Environ. Sci. Technol.* 1997. Vol. 31. P. 198—202.
13. Baralkiewicz D., Gramowska H., Gołdyn R. Distribution of total mercury and methyl mercury in water, sediment and fish from Swarzędzkie lake. *Chem. Ecol.* 2006. Vol. 22, N 1. P. 59—64.
14. Barringer J.L., Szabo Z., Reilly P.A. Mercury in waters, soils, and sediments of the New Jersey Coastal Plain: a comparison of regional distribution and mobility with the mercury contamination at the William J. Hughes Technical Center. Atlantic County, New Jersey: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2012—5115. 34 pp.
15. Benoit J.M., Mason R.P., Gilmour C.C. Estimation of mercury-sulfide speciation in sediment pore waters using octanol—water partitioning and implications for availability to methylating bacteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 1999. Vol. 18. P. 2138—2141.
16. Bitimbayev M.Zh., Rysbekov K.B., Akhmetkanov D.K. et al. The role and importance of chemical elements clarks in the practical expanded reproduction of mineral resources. *Engineering Journal of Satbayev University*. 2022. Vol. 144, N 1. P. 48—56.
17. Blackwell B.D., Driscoll C.T., Maxwell J.A., Holsen T.M. Changing climate alters inputs and pathways of mercury deposition to forested ecosystems. *Biogeochemistry*. 2014. Vol. 119. P. 215—228.
18. Bloom N.S., Effler S.W. Seasonal variability in the mercury speciation of Onondaga Lake (New York). *Water Air Soil Pollut.* 1990. Vol. 53. P. 251—265.
19. Bolan N., Kunhikrishnan A., Thangarajan R. et al. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils — To mobilize or to immobilize? *J. Hazard. Mater.* 2014. Vol. 266. P. 141—166.
20. Bonzongo J.C., Heim K.J., Warwick J.J. et al. Mercury levels in surface waters of the Carson River—Lahontan Reservoir system, Nevada: influence of historic mining activities. *Environ. Pollut.* 1996. Vol. 92, N 2. P. 193—201.
21. Bonzongo J.C., Lyons W.B., Hines M.E. et al. Mercury in surface waters of three mine-dominated river systems: Idrija River, Slovenia; Carson River, Nevada; and Madeira

- River, Brazilian Amazon. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*. 2002. Vol. 2. P. 111—119.
22. Boszke L., Głosińska G., Siepak J. Some aspects of speciation of mercury in a water environment. *Pol. J. Environ. Stud.* 2002. Vol. 11, N 4. P. 285—298.
23. Bungala S.O., Machiwa J., Shilla D. Distribution and speciation of heavy metals in water and sediments of the coastal marine areas of Tanzania. *J. Environ. Protect.* 2021. Vol. 12. P. 734—754.
24. Callister S.M., Winfrey M.R. Microbial methylation of mercury in upper Wisconsin river sediments. *Water Air Soil Pollut.* 1986. Vol. 29. P. 453—465.
25. Capo E., Cosio C., Gascón Díez E. et al. Anaerobic methylators inhabit sinking particles of oxic water columns. *Wat. Res.* 2023. Vol. 229. Article number 1193568. 10 p.
26. Chang M., Cochran M.C., Beasley R.S., McBroom M.W. Mercury concentrations in streams of East Texas. *Stephen F. Austin State University. Faculty Publications*. 2003. Vol. 10. 7 p. <https://scholarworks.sfasu.edu/forestry/10>
27. Chen C.Y., Evers D.C. Global mercury impact synthesis: processes in the southern hemisphere. *Ambio*. 2023. Vol. 52. P. 827—832.
28. Chen H., Johnston R.C., Mann B.F. et al. Identification of mercury and dissolved organic matter complexes using ultrahigh resolution mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2017. Vol. 4. P. 59—65.
29. Chiasson-Gould S.A., Blais J.M., Poulain A.J. Dissolved organic matter kinetically controls mercury bioavailability to bacteria. *Environ. Sci. Technol.* 2014. Vol. 48. P. 3153—3161.
30. Choe K.-Y., Gill G.A., Lehman R. Distribution of particulate, colloidal, and dissolved mercury in San Francisco Bay estuary. 1. Total mercury. *Limnol. Oceanogr.* 2003. Vol. 48, N 4. P. 1535—1546.
31. Cizdziel J. Mercury concentrations in groundwater collected from wells on and near Nevada Test Site, USA. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2004. Vol. 72. P. 202—210.
32. Comeau G., Bartha R. Methylation and demethylation of mercury under controlled redox, pH and salinity conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 1984. Vol. 48. P. 1203—1207.
33. Conaway C.H., Squire S., Mason R.P., Flegal A.R. Mercury speciation in the San Francisco Bay estuary. *Mar. Chem.* 2003. Vol. 80. P. 199—225.
34. Cooke C.A., Curtis J.H., Kenney W.F. et al. Caribbean lead and mercury pollution archived in a crater lake. *Environ. Sci. Technol.* 2022. Vol. 56, N 3. P. 1736—1742.
35. Coquery M., Cossa D. Mercury speciation in surface waters of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*. 1995. Vol. 34, N 4. P. 245—257.
36. Coulibaly M., Bamba D., Yao N.A. et al. Some aspects of speciation and reactivity of mercury in various matrices. *C. R. Chimie*. 2016. Vol. 19. P. 832—840.
37. Craig P.J. Organomercury compounds in the environment. *Organometallic compounds in the environment*. /Ed. by P.J. Craig. Second edition. UK, John Wiley & Sons Ltd., 2003. Chapter 2. P. 57—99.
38. Ding Z.H., Wang W.H., Liu C.E. et al. Distribution and species of mercury in water and sediments from Huangpu River (in Chinese). *Environ. Sci.* 2005. Vol. 26, N 5. P. 62—66.
39. Do Nascimento L.S., Pestana I.A., Seidel M. Mercury concentrations along the Amazon estuary and plume: spatial trends and geochemical processes. *Environ. Research*. 2025. Vol. 271. Article number 121129.
40. Dong W., Liang L., Brooks S. et al. Roles of dissolved organic matter in the speciation of mercury and methylmercury in a contaminated ecosystem in Oak Ridge, Tennessee. *Environ. Chem.* 2010. Vol. 7. P. 94—102.
41. Donkor A.K., Bonzongo J.C., Nartey V.K. et al. Mercury in different environmental compartments of the Pra River Basin, Ghana. *Sci. Total Environ.* 2006. Vol. 368. P. 164—176.

42. Dove A., Hill B., Klawunn P. et al. Spatial distribution and trends of total mercury in waters of the Great Lakes and connecting channels using an improved sampling technique. *Environ. Pollut.* 2012. Vol. 161. P. 328—334.
43. Driscoll C.T., Mason R.P., Chan H.M. et al. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environ. Sci. Technol.* 2013. Vol. 47. P. 4967—4983.
44. Emmerton C.A., Cooke C.A., Wentworth G.R. et al. Total mercury and methylmercury in lake water of Canada's Oil Sands region. *Environ. Sci. Technol.* 2018. Vol. 52, N 19. P. 10946—10955.
45. Environmental chemistry. Ed. by J. O'M. Bockris. New York: Plenum Press, 1977. 795 p.
46. European Union Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. OJEU 348, 84 (2008).
47. Fang T.-H., Lien C.-Y. Different mercury species partitioning and distribution in the water and sediment of a eutrophic estuary in northern Taiwan. *Water*. 2021. Vol. 13. Article number 2471. 19 p.
48. Ferrara R., Maserti B.E. Mercury concentration in the water, particulate matter, plankton and sediment of the Adriatic Sea. *Mar. Chem.* 1992. Vol. 38, N 3—4. P. 237—249.
49. Ferreira-Rodríguez N., Castro A.J., Tweedy B.N. et al. Mercury consumption and human health: linking pollution and social risk perception in the southeastern United States. *J. Environ. Manage.* 2021. Vol. 282. Article number 111528.
50. Fitzgerald W.F., Lyons W.B. Organic mercury compounds in coastal water. *Nature*. 1973. Vol. 242. P. 452—453.
51. Fitzgerald W.F., Mason R. The global mercury cycle: oceanic and anthropogenic aspects. *Global and regional mercury cycles: sources, fluxes and mass balances*. Ed. by W. Baeyens, R. Ebinghaus, O. Vasiliev. Dordrecht (the Netherlands): Kluwer Acad. Publ., 1996. 85 p.
52. Fostier A.H., Falótico M.B., Ferraz E.S.B. et al. Impact of anthropogenic activity on the Hg concentrations in the Piracicaba river basin (São Paulo State, Brazil). *Water Air Soil Pollut.* 2005. Vol. 166. P. 381—402. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-6911-x>
53. French T. D., Houben A., Desforges J.P.W. et al. Dissolved organic carbon thresholds affect mercury bioaccumulation in Arctic lakes. *Environ. Sci. Technol.* 2014. Vol. 48. P. 3162—3168.
54. Furutani A., Rudd J.W.M. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. *Appl. Environ. Microbiol.* 1980. Vol. 40. P. 770—778.
55. Garcia-Sanchez A., Contreras F., Adams M., Santos F. Mercury contamination of surface water and fish in a gold mining region (Cuyuní river basin, Venezuela). *Int. J. Environ. Pollut.* 2008. Vol. 33. P. 260—274.
56. Gill G.A., Bruland K.W. Mercury speciation in surface freshwater systems in California and other areas. *Environ. Sci. Technol.* 1990. Vol. 24. P. 1392—1400.
57. Golow A.A., Mingle L.C. Mercury in river water and sediments in some rivers near Dunkwa-On-Offin, an alluvial goldmine, Ghana. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2003. Vol. 70. P. 379—384. <https://doi.org/10.1007/s00128-002-0202-7>
58. Graham A.M., Aiken G.R., Gilmour C.C. Effect of dissolved organic matter source and character on microbial Hg methylation in Hg-S-DOM solutions. *Environ. Sci. Technol.* 2013. Vol. 47. P. 5746—5754.
59. Gu B., Bian Y., Miller C.L. et al. Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 2011. Vol. 108, N 4. P. 1479—1483.
60. Håkanson L., Nilsson A., Andersson T. Mercury in fish in Swedish lakes. *Environ. Pollut.* 1988. Vol. 49, N 2. P. 145—162.

61. Harada M. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews in Toxicology*. 1995. Vol. 25, N 1. P. 1—24.
62. Hill J.R., O'Driscoll N.J., Lean D.R.S. Size distribution of methylmercury associated with particulate and dissolved organic matter in freshwaters. *Sci. Total Environ.* 2009. Vol. 408. P. 408—414.
63. Hintelmann H., Welbourn P.M., Evans R.D. Binding of methylmercury compounds by humic and fulvic acids. *Water Air Soil Pollut.* 1995. Vol. 80. P. 1031—1034.
64. Hintelmann H., Welbourn P.M., Evans R.D. Measurement of complexation of methylmercury(II) compounds by freshwater humic substances using equilibrium dialysis. *Environ. Sci. Technol.* 1997. Vol. 31, N 2. P. 489—495.
65. Hintelmann H., Wilken R.D. Levels of total mercury and methylmercury compounds in sediments of the polluted Elbe River: influence of seasonally and spatially varying environmental factors. *Sci. Total Environ.* 1995. Vol. 166, N 1—3. P. 1—10.
66. Hong Y.-S., Kim Y.-M., Lee K.-E. Methylmercury exposure and health effects. *J. Prev. Med. Public Health*. 2012. Vol. 45. P. 353—363.
67. Hurley J.P., Cowell S.E., Shafer M.M., Hughes P.E. Tributary loading of mercury to Lake Michigan: importance of seasonal events and phase partitioning. *Sci. Total Environ.* 1998. Vol. 213, N 1—3. P. 129—137.
68. Ibrahim L.I., Majeed N.M., Obaid S.M.H., Hashim R.A. Mercury pollution and its impact on aquatic organisms. *GSC Advanced Research and Reviews*. 2025. Vol. 22, N 3. P. 200—206.
69. Jabłońska J., Kluska M. Determination of mercury content in surface waters using an environmentally non-toxic terminating electrolyte. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 2020. Vol. 105. P. 626—632.
70. Jackson T.A., Parks J.W., Jones P.D. et al. Dissolved and suspended mercury species in the Wabigoon River (Ontario, Canada): seasonal and regional variations. *Hydrobiologia*. 1982. Vol. 92. P. 473—487.
71. Jeong H., Ali W., Zinck P. et al. Toxicity of methylmercury in aquatic organisms and interaction with environmental factors and coexisting pollutants: a review. *Sci. Total Environ.* 2024. Vol. 943. Article number 173574.
72. Jiang H.M., Feng X.B., Dai Q.J. et al. Preliminary study of speciation and distribution of mercury in Wujiang River (in Chinese). *Environ. Chem.* 2004. Vol. 23. P. 556—561.
73. Jiang P., Liu G., Cui W., Cai Y. Geochemical modelling of mercury speciation in surface water and implications on mercury cycling in the everglades wetland. *Sci. Total Environ.* 2018. Vol. 640—641. P. 454—465.
74. Korthals E.T., Winfrey M.R. Seasonal and spatial variations in mercury methylation and demethylation in an oligotrophic lake. *Appl. Environ. Microbiol.* 1987. Vol. 53. P. 2397—2404.
75. Kowalski A., Siepak M., Boszke L. Mercury contamination of surface and ground waters of Poznań, Poland. *Polish J. Environ. Stud.* 2007. Vol. 16, N 1. P. 67—74.
76. Krabbenhoft D.P., Sunderland E.M. Global change and mercury. *Science*. 2013. Vol. 341. P. 1457—1458.
77. Leermakers M., Baeyens W., Quevauviller Ph., Horvat M. Mercury in environmental samples: speciation, artifacts and validation. *Trends in Analytical Chemistry*. 2005. Vol. 24, N 5. P. 383—393.
78. Lindqvist O., Jernelöv A., Johansson K., Rohde H. Mercury in the Swedish environment. Global and local sources. *National Swedish Environmental Protection Board*. Report number SNV- PM-1816. 1984. 119 p.
79. Lindqvist O., Johansson K., Aastrup M. et al. Mercury in the Swedish environment — recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water Air Soil Pollut.* 1991. Vol. 55, N 1—2. 261 p.
80. Linnik P., Osadchyi V., Osadcha N., Linnik R. Redox potential as an important characteristic of the chemical and biological state of surface waters (review). *Chemistry and Ecology*. 2023. Vol. 39, N 6. P. 640—672.

81. Lobus N.V., Komov V.T., Thanh N.T.H. Mercury concentration in ecosystem components in water bodies and streams in Khanh Hoa province (central Vietnam). *Water Resources*. 2011. Vol. 38, N 6. P. 799—805.
82. Malov V., Subetto D., Strakhovenko V. et al. Distribution of mercury in the water-suspended matter-bottom sediments system of the Lake Onego water area. *Minerals*. 2022. Vol. 12. Article number 1410. 14 p. <https://doi.org/10.3390/min12111410>
83. Mantoura R.F.C., Dixon A., Riley J.P. The speciation of trace metals with humic compounds in natural waters. *Thalassia Jugoslavica*. 1978. Vol. 14, N 1—2. P. 127—145.
84. Marsh D.O., Clarkson T.W., Cox C. et al. Fetal methylmercury poisoning. Relationship between concentration in single strands of maternal hair and child effects. *Arch. Neurol.* 1987. Vol. 44. P. 1017—1022.
85. Matilainen T., Verta M., Niemi M., Uusirauva A. Specific rates of net methylmercury production in lake sediments. *Water Air Soil Pollut.* 1991. Vol. 56. P. 595—605.
86. Meili M., Iverfeldt Å., Håkanson L. Mercury in the surface water of Swedish forest lakes — concentrations, speciation and controlling factors. *Water Air Soil Pollut.* 1991. Vol. 56. P. 439—453.
87. Mergler D., Anderson H.A., Chan L.H.M. et al. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*. 2007. Vol. 36, N 1. P. 3—11.
88. Miller C.L., Liang L., Gu B. Competitive ligand exchange reveals time dependant changes in the reactivity of Hg—dissolved organic matter complexes. *Environ. Chem.* 2012. Vol. 9. P. 495—501.
89. Mladenova E.K., Dakova I.G., Tsalev D.L., Karadjova I.B. Mercury determination and speciation analysis in surface waters. *Cent. Eur. J. Chem.* 2012. Vol. 10, N 4. P. 1175—1182. <https://doi.org/10.2478/s11532-012-0027-0>
90. Navarro M., López H., Sánchez M., López M.C. The effect of industrial pollution on mercury levels in water, soil, and sludge in the coastal area of Motril, Southeast Spain. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1993. Vol. 24. P. 11—15.
91. Nawab J., Ghani J., Rehman S.A.U. et al. Biomonitoring of mercury in water, sediments, and fish (brown and rainbow trout) from remote alpine lakes located in the Himalayas, Pakistan. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2022. Vol. 29. P. 81021—81036.
92. Ndu U., Mason R.P., Zhang H. et al. Effect of inorganic and organic ligands on the bioavailability of methylmercury as determined by using a *mer-lux* bioreporter. *Appl. Environ. Microbiol.* 2012. Vol. 78, N 20. P. 7276—7282.
93. Nguyen H.L., Leermakers M., Kurunczi S. et al. Mercury distribution and speciation in Lake Balaton, Hungary. *Sci. Total Environ.* 2005. Vol. 340. P. 231—246.
94. Nguyen N.T.T. Geochemical processes of mercury transformation in the river — sea system. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. 2019. Vol. 315. Article number 052039. P. 1—7. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/315/5/052039>
95. Nriagu J.O., Pfeiffer W.C., Malm O. et al. Mercury pollution in Brazil. *Nature*. 1992. Vol. 356. P.359.
96. Okine S.K., Fletcher L.S., Andreasen Z., Zhang H. Spectrophotometric analysis of divalent mercury (Hg(II)) using dithizone: the effect of humic acids and ligands. *Water*. 2026. Vol. 18. Article number 53. 30 p.
97. Paller M.H., Jagoe C.H., Bennett H. et al. Influence of methylmercury from tributary streams on mercury levels in Savannah River asiatic clams. *Sci. Total Environ.* 2004. Vol. 325. P. 209—219.
98. Paraquetti H.H.M., Ayres G.A., de Almeida M.D. et al. Mercury distribution, speciation and flux in the Sepetiba Bay tributaries, SE Brazil. *Water Research*. 2004. Vol. 38. P. 1439—1448.
99. Pempkowiak J., Cossa D., Sikora A., Sanjuan J. Mercury in water and sediments of the southern Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 1998. Vol. 213, N 1—3. P. 185—192.
100. Pfeiffer W.C., Malm O., Souza C.M. et al. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondonia, Brazil. *Forest Ecol. Manage.* 1991. Vol. 38. P. 239—245.

101. Popescu L.R.M., Iordache M., Ungureanu E.-M., Buica G.-O. Impact of mercury pollution on soil, surface water and sediment ecosystems in the area of an old mercury mine. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2016. Vol. 15, N 5. P. 1087—1091. <https://doi.org/10.30638/eemj.2016.121>
102. Ravichandran M. Interactions between mercury and dissolved organic matter — a review. *Chemosphere*. 2004. Vol. 55. P. 319—331.
103. Ray S., Vashishth R., Mukherjee A.G. et al. Mercury in the environment: biogeochemical transformation, ecological impacts, human risks, and remediation strategies. *Chemosphere*. 2025. Vol. 381. Article number 144471.
104. Reddy M.M., Aiken G.R. Fulvic acid-sulfide ion competition for mercury ion binding in the Florida everglades. *Water Air Soil Pollut.* 2001. Vol. 132. P. 89—104.
105. Regnell O., Ewald G., Lord E. Factor's controlling temporal variation in methyl mercury levels in sediment and water in a seasonally stratified lake. *Limnol. Oceanogr.* 1997. Vol. 42. P. 1784—1795.
106. Regnell O., Tesson S.V.M. Total mercury and methylmercury in lake water in years before and after removal of mercury-polluted pulp fiber sediment. *Environ. Pollut.* 2024. Vol. 362. Article number 125011. 9 p.
107. Regnell O., Watras C. Microbial mercury methylation in aquatic environments: a critical review of published field and laboratory studies. *Environ. Sci. Technol.* 2019. Vol. 53. P. 4—19.
108. Richardson M., Chételat J., MacMillan G.A., Amyot M. Mercury concentrations and associations with dissolved organic matter are modified by water residence time in eastern Canadian lakes along a 30° latitudinal gradient. *Limnol. Oceanogr.* 2021. Vol. 66, N S1. P. S64—S80.
109. Riscassi A., Miller C., Brooks S. Seasonal and flow-driven dynamics of particulate and dissolved mercury and methylmercury in a stream impacted by an industrial mercury source. *Environ. Toxicol. Chem.* 2016. Vol. 35, N 6. P. 1386—1400.
110. Robertson D.E., Sklarew D.S., Olsen K.B. et al. Measurement of bioavailable mercury species in freshwater and sediments. Final report for project RP-2020-3. Electric Power Research Institute. Palo Alto, CA, 1987.
111. Rodríguez J. Mercury methylation in boreal aquatic ecosystems under oxidic conditions and climate change: a review. *Front. Mar. Sci.* 2023. Vol. 10. Article number 1198263.
112. Rudd J.W.M., Kelly C.A., Sellers P. et al. Why the English — Wabigoon river system is still polluted by mercury 57 years after its contamination. *FACETS*. 2021. Vol. 6. P. 2002—2027.
113. Rytuba J.J. Mercury from mineral deposits and potential environmental impact. *Environ. Geol.* 2003. Vol. 43. P. 326—338.
114. Selin H., Selin N.E. From Stockholm to Minamata and beyond: Governing mercury pollution for a more sustainable future. *One Earth*. 2022. Vol. 5. P. 1109—1125.
115. Semionov A. Minamata disease — review. *World Journal of Neuroscience*. 2018. Vol. 8. P. 178—184.
116. Siddiqi Z.M., Saleem M., Basheer C. Surface water quality in a water run-off canal system: a case study in Jubail industrial city, Kingdom of Saudi Arabia. *Heliyon*. 2016. Vol. 2. e00128. 19 p. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2016.e00128>
117. Spyropoulou A., Lazarou Ya.G., Laspidou Ch. Mercury speciation in the water distribution system of Skiathos Island, Greece. *Proceedings*. 2018, Vol. 2. Article number 668. 8 pp. <https://doi.org/10.3390/proceedings2110668>
118. Stern G.A., Macdonald R.W., Outridge P.M. et al. How does climate change influence arctic mercury? *Sci. Total Environ.* 2012. Vol. 414. P. 22—42..
119. Stumm W., Morgan J.J. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural water. *Aquatic Chemistry*, 2nd ed. Wiley: New York, NY, USA, 1981. 780 pp.
120. Stumm W., Morgan J.J., Eds. *Aquatic Chemistry — Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd ed. New York: Wiley Interscience, 1996. Chapter 10.

121. Stumpner E.B., Kraus T.E.C., Fleck J.A. et al. Mercury, monomethyl mercury, and dissolved organic carbon concentrations in surface water entering and exiting constructed wetlands treated with metal-based coagulants, Twitchell Island, California. U.S. *Geological Survey Data Series*. 2015. Vol. 950. 26 p.
122. Suchanek T.H., Richerson P.J., Flanders J.R. et al. Monitoring inter-annual variability reveals sources of mercury contamination in Clear Lake, California. *Environ. Monit. Assess.* 2000. Vol. 64. P. 299—310.
123. Ullrich S.M., Tanton T.W., Abdrashitova S.A. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2001. Vol. 31, N 3. P. 241—293.
124. Wallschläger D., Desai M.V.M., Spengler M. et al. How humic substances dominate mercury geochemistry in contaminated floodplain soils and sediments. *J. Environ. Qual.* 1998. Vol. 27. P. 1044—1054.
125. Wallschläger D., Desai M.V.M., Wilken R.D. The role of humic substances in the aqueous mobilization of mercury from contaminated floodplain soils. *Water Air Soil Pollut.* 1996. Vol. 90. P. 507—520.
126. WHO, Environmental Health Criteria 101, Methylmercury. World Health Organization. Geneva, Switzerland, 1990. 144 p.
127. Wright D.R., Hamilton R.D. Release of methyl mercury from sediments: effects of mercury concentration, low temperature and nutrient addition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1982. Vol. 39. P. 1459—1466.
128. Wu Y.-S., Osman A.I., Hosny M. et al. The toxicity of mercury and its chemical compounds: molecular mechanisms and environmental and human health implications: a comprehensive review. *ACS Omega*. 2024. Vol. 9. P. 5100—5126.
129. Xun L., Campbell N.E.R., Rudd J.W.M. Measurement of specific rates of net methyl mercury production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1987. Vol. 44 P. 750—757.
130. Zheng W., Kang S.C., Feng X.B. et al. Mercury speciation and spatial distribution in surface waters of the Yarlung Zangbo River, Tibet. *Chinese Sci. Bull.* 2010. Vol. 55. P. 2697—2703. <https://doi.org/10.1007/s11434-010-4001-y>

Надійшла 25.02.2026

P.M. Linnik, Dr. Sci. (Chem.), Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

MERCURY IN SURFACE WATER BODIES: CONCENTRATION AND COEXISTING FORMS IN THE AQUEOUS PHASE (A REVIEW)

The results of studies on mercury as one of the most toxic metals for aquatic life and the human body are generalized in the review paper. Data are provided on the concentration of mercury in water of various types of water bodies and the ratio of its dissolved and suspended forms. It has been shown that in unpolluted surface waters the concentration of Hg(II) does not exceed 3.0–5.0 ng/L, while in surface water bodies near industrial mining, gold mining, old mercury mines, etc. its concentration ranges from several micrograms to tens of micrograms per 1 L. The ratio of dissolved and suspended forms of mercury is considered. The concentration of dissolved mercury is usually very low (often <12 ng/L), while that adsorbed by suspended matter can be much higher. Therefore, adsorption of mercury on suspended particles should be considered as the dominant process that controls its level in the aquatic environment, in particular near industrial sources of pollution or deltaic sections of rivers. Considerable attention has been paid to the methylated form of mercury, which is characterized by the highest toxicity among its other forms. Data are presented on the share of methylmercury (CH₃Hg⁺) in the total balance of dissolved forms. It is shown

that it is usually low, which is extremely important from an ecological point of view. The influence of various factors that affect the process of mercury methylation in the natural aquatic environment (temperature, pH and Eh of water, presence of organic substances, and complexation) is discussed.

Keywords: *mercury, coexisting forms, dissolved, suspended and methylated mercury, surface water bodies.*