

УДК 556.114:556.5(28)

В.А. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

Т.П. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: tanyadyka@ukr.net

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

БІОГЕННІ РЕЧОВИНИ У ВОДІ ВОДОСХОВИЩ ДНІПРОВСЬКОГО КАСКАДУ ПІСЛЯ ЗАРЕГУЛЮВАННЯ СТОКУ ДНІПРА¹

Розглянуто багаторічні зміни концентрації біогенних речовин у воді Дніпра до зарегулювання його стоку та у каскаді дніпровських водосховищ після їхнього заповнення. Встановлено, що протягом перших років концентрація амонійного азоту, нітрат-йонів і неорганічного фосфору зростала у воді за рахунок їхнього надходження із затоплених ґрунтів. Максимальна концентрація сполук неорганічного азоту спостерігалась у 70-х роках минулого століття. У подальшому вміст амонійного азоту знизився у 2—4,5 рази та досяг або став нижчим за величини, які були характерні до зарегулювання стоку Дніпра. Концентрація нітрат-йонів зменшилась лише у воді Канівського і Кременчуцького водосховищ, але не досягла величин, які спостерігались у Дніпрі. У воді Київського водосховища їхній вміст відповідав 70—80-м рокам ХХ століття. Водночас, загальна концентрація неорганічного азоту знизилась майже до величин, які були характерними до спорудження водосховищ, а у Київському водосховищі — вона стала навіть нижчою. Найімовірніше, це зумовлено спадом промислового виробництва та збільшенням площ заростання водосховищ вищою водною рослинністю, яка здатна вилучати з води біогенні речовини. Київське водосховище зазнало найбільшого заростання. За період існування водосховищ спостерігалось поступове зниження частки амонійного азоту (з 80,4 до 30,3 %) та зростання частки нітрат-йонів (з 18,1 до 67,6 %) у балансі неорганічного азоту, що пояснюється інтенсифікацією процесу нітрифікації з часом. Зростання концентрації

¹ Роботу виконано за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень» (КПКВК 6541230).

Ц и т у в а н н я: Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М. Біогенні речовини у воді водосховищ Дніпровського каскаду після зарегулювання стоку Дніпра. *Гідробіол. журн.* 2021. Т. 57. № 6. С. 89—109.

неорганічного фосфору припадає на 70—80-ті роки минулого століття, що пов'язано з початком масового використання фосфоровмісних миючих засобів. Відношення $N : P$ у воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ змінювалось в межах 7,9—89,1, 2,4—19,2, 3,7—24,9, 3,5—23,4, 5,7—31,8 і 3,4—30,2, досягаючи мінімальних величин з 90-х років минулого століття. Зменшення відношення $N : P$ свідчить про формування сприятливих умов для розвитку синьозелених водоростей. У водосховищах Дніпровського каскаду концентрація розчинного силіцію змінюється посезонно залежно від інтенсивності розвитку діатомових водоростей. Вміст цієї форми силіцію за усередненими показниками дещо знизився (у 1,4—2,3 рази). Зниження надходжень сполук неорганічного фосфору і неорганічного азоту до дніпровських водосховищ може бути дієвим заходом для покращення якості води в них та досягнення фонових значень.

Ключові слова: біогенні речовини, амонійний азот, нітрит-йони, нітрат-йони, неорганічний фосфор, розчинений силіцій, каскад дніпровських водосховищ.

У функціонуванні водних екосистем важливу роль відіграють біогенні речовини, серед яких сполуки неорганічного азоту і неорганічного фосфору визначають трофічний статус водного об'єкта. Розчинний силіцій впливає, передусім, на інтенсивність розвитку діатомових водоростей у поверхневих водних об'єктах навесні та восени [51], оскільки входить до складу їхніх кремнеземних оболонок-панцирів. За концентрації розчинного силіцію, яка не перевищує 0,2 мг/дм³, спостерігається його лімітуючий вплив на подальший приріст чисельності і біомаси діатомових водоростей [8]. Надмірне надходження сполук неорганічного азоту і неорганічного фосфору до поверхневих водних об'єктів призводить до їхнього евтрофування, в результаті чого водне середовище стає менш придатним або непридатним для багатьох гідробіонтів і, як наслідок, відбувається зменшення їхнього видового різноманіття. Дефіцит кисню, зростання вмісту розчинених органічних речовин, «цвітіння» води, формування сірководневих зон, зокрема у придонному шарі води, задуха риби, погіршення якості води за низкою хімічних показників — все це наслідки евтрофування [35].

У поверхневих водах азот може знаходитись у вигляді молекул газу N_2 , який потрапляє у воду внаслідок дифузії, молекул аміаку (NH_3), іонів амонійного азоту (NH_4^+), нітрит- (NO_2^-) і нітрат-іонів (NO_3^-), а також входить до складу органічних сполук (протеїни, амінокислоти, аміни, аміди, сечовина тощо) [18]. У водному середовищі ці форми азоту зазнають трансформації внаслідок окисно-відновних реакцій, амоніфікації, нітрифікації, денітрифікації та азотфіксації [9, 32, 38]. Співвідношення неорганічних форм азоту (іонів NH_4^+ , NO_2^- і NO_3^-) залежить від рН води, Eh-потенціалу, концентрації O_2 , температури тощо. При зниженні цих показників домінують йони NH_4^+ [32].

Для розчиненого фосфору характерне знаходження у вигляді неорганічних сполук (ортофосфати ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), пірофосфати, поліфосфати і фосфорна кислота). Певна його частина входить до складу органічних речовин (нуклеїнові кислоти, нуклеопротеїди, фосфорильовані цукри, фосфоліпіди тощо). Фосфорна кислота (H_3PO_4) зустрічається

лише за величини рН <7,0. Йони H_2PO_4^- превалюють у воді з показниками рН в межах 5,0—6,0, йони HPO_4^{2-} — при рН 7,0—8,5, а йони PO_4^{3-} з'являються лише при рН 11,0 [29, 32]. Фосфор входить також до складу гумусових речовин у вигляді сполук з ферумом [4]. У завислій формі він знаходиться у вигляді фосфоровмісних мінеральних частинок, а також у складі сестону, детриту і планктонних організмів [29, 32]. У незабруднених водних об'єктах частка фосфору неорганічних сполук не перевищує 20 % його загального вмісту у воді [4].

У поверхневих водних об'єктах силіцій мігрує у розчинній, колоїдній і завислій формах. Розчинна форма представлена переважно молекулами силікатної кислоти H_4SiO_4 і, частково, йонами H_3SiO_4^- , залежно від рН води. Колоїдну форму становить гідратований діоксид силіцію $\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, а завислу — силіційвмісні мінеральні частинки та планктонні організми (переважно діатомові і золотисті водорості) [18, 32].

До найважливіших джерел надходження сполук азоту до поверхневих вод належать стічні води тваринницьких ферм, побутові, промислові та зливові стічні води, шахтні води та стік з місць видобутку нафти, органічних і мінеральних добрив з полів, із заболочених територій, донні відклади, ґрунтові води й атмосферні опади [38]. Сполуки фосфору потрапляють зі стічними водами металургійних, хімічних і фармацевтичних підприємств, побутовими стічними водами, атмосферними опадами, за рахунок стоку фосфоровмісних добрив з полів та територій підприємств з виробництва фосфорних добрив, інсектицидів, фосфору, фосфорорганічних сполук, а також за рахунок вилуговування фосфоровмісних мінералів, відмирання живих організмів та міграції з донних відкладів [4, 18, 19, 47]. Надходження силіцію відбувається внаслідок вилуговування силіційвмісних мінералів та кремнеземних панцирів діатомей, деструкції рослинних організмів, з підземними водами та атмосферними опадами, а також внаслідок потрапляння миючих засобів на основі цеолітів та стічних вод підприємств з виробництва кераміки, цементу, скла, силікатних фарб, видобутку та переробки силіційвмісних мінералів, виготовлення напівпровідників [18, 19, 44].

Дослідження вмісту та динаміки біогенних речовин у водосховищах Дніпровського каскаду вкрай важливо, оскільки вони використовуються не лише для судноплавства, отримання відновлюваної електричної енергії, а також для питного водопостачання, зрошення сільськогосподарських земель, розбавлення стічних і зливних вод, риборозведення [7, 12]. Відомо, що після заповнення водосховищ у перші роки їхнього існування спостерігається зростання вмісту сполук неорганічного азоту і неорганічного фосфору за рахунок надходження із затоплених ґрунтів та розкладання рослинних решток. У подальшому гідрохімічний режим біогенних речовин залежить від внутрішньоводоймних процесів та рівня антропогенного забруднення [12, 13, 45].

За період існування водосховищ Дніпровського каскаду на їхніх акваторіях проводились комплексні дослідження, результати яких узагальнено у низці монографічних робіт [1, 3, 12, 13, 15, 17, 20].

чити монографію [7], в якій викладено різнотипний узагальнений матеріал досліджень, що стосується басейну річки Дніпра від самого її витoku і до гирла. На даний час відсутня узагальнююча інформація щодо багаторічних змін вмісту біогенних речовин у воді водосховищ Дніпра. Вос-танне результати таких досліджень було висвітлено у монографії, яка опублікована у кінці 80-х років минулого століття [12]. Окрім монографій, наявні також результати досліджень, які стосуються режиму біогенних речовин лише за нетривалий проміжок часу і в якомусь певному з водосховищ Дніпровського каскаду [5, 6, 10, 11, 14, 16, 21—28, 30, 33, 34, 42, 44—46, 48—51].

Мета наших досліджень полягає у встановленні багаторічних змін вмісту сполук неорганічного азоту, неорганічного фосфору та розчиненого силіцію у р. Дніпро до його зарегулювання та у водосховищах Дніпровського каскаду після заповнення кожного з них водою і під час подальшого їхнього функціонування.

Матеріал і методика досліджень

Каскад дніпровських водосховищ було створено протягом 1932—1976 рр. Водосховища заповнювались у такій послідовності: Дніпровське (Запорізьке) — у 1932—1934 рр. і повторно у 1947 р., Каховське — у 1955—1958 рр., Кременчуцьке — у 1959—1963 рр., Кам'янське (Дніпродзержинське) — у 1963—1965 рр., Київське — у 1964—1966 рр., Канівське — у 1972—1976 рр. [3, 7, 15].

З основними гідроморфологічними характеристиками дніпровських водосховищ можна ознайомитись в табл. 1.

Для аналізу динаміки вмісту сполук неорганічного азоту, неорганічного фосфору і розчинного силіцію було використано результати багаторічних досліджень дніпровських водосховищ, які проводились протягом 1930—2018 рр. та оприлюднені у низці публікацій [1, 3, 5, 6, 10—17, 20—27, 30, 33, 34, 42, 44, 46, 48, 49, 51].

Таблиця 1

Основні гідроморфологічні характеристики дніпровських водосховищ [7, 13]

Водосховища	Площа за НПП, км ²	Площа водозбору, тис. км ²	Повний об'єм, км ³	Корисний об'єм, км ³	Середня глибина, м	Коефіцієнт водообміну, разів на рік
Київське	922	239	3,73	1,17	4,0	12—13
Канівське	581	336	2,50	0,30	3,9	17—18
Кременчуцьке	2252	383	13,52	8,97	6,0	2,5—4
Кам'янське	567	425	2,46	0,53	4,3	18—20
Запорізьке	410	463	3,32	0,85	8,0	12—14
Каховське	2155	482	18,18	6,78	8,5	2—3

Примітка. НПП — нормальний підпірний рівень.

Результати власних досліджень було отримано під час експедицій на акваторії Канівського водосховища протягом 2014—2020 рр., Дніпровського водосховища — у 2007 р., Каховського водосховища — протягом 2018 р. Дослідження на Канівському водосховищі проводились головним чином на верхній, або Київській (затоки Собаче Гирло і Оболонь, поблизу Північного мосту, затока Осокорки, в районі впадання р. Либідь, Конча-Заспа), і середній (м. Ржищів, Київська обл.) ділянках. У Дніпровському водосховищі — в межах м. Дніпра [16]. У Каховському водосховищі — поблизу дамби.

Проби води відбирали переважно з поверхневого шару (~ 0,5 м) за допомогою батометра Рутнера або модифікованого батометра-склянки [31]. Завислі речовини вилучали шляхом мембранної фільтрації, пропускаючи пробу води об'ємом 1,0—1,5 дм³ через нітроцелюлозні мембранні фільтри Synpro (Чехія) або Fioroni (КНР) з діаметром пор відповідно 0,40 і 0,45 мкм. Концентрацію неорганічних форм азоту і неорганічного фосфору, а також силіцію у фільтратах природної води вимірювали за допомогою фотометричних методів [29]. Амонійний азот визначали з реактивом Несслера, нітриту — з реактивом Грісса, нітрати — з саліцилатом натрію, неорганічний фосфор — за реакцією взаємодії ортофосфатів з молібдатом амонію у кислому середовищі за наявності аскорбінової кислоти, силіцій — у вигляді синьої (відновленої) форми силіціймолібденової гетерополікислоти з використанням метол-сульфітної суміші як відновника.

Результати досліджень та їх обговорення

Сполуки неорганічного азоту. Серед неорганічних форм азоту у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра до зарегулювання стоку і в каскаді дніпровських водосховищ протягом зазначеного періоду досліджень домінувала головним чином його амонійна форма, але останнім часом почали переважати нітрат-йони. З метою оцінки багаторічних змін у співвідношенні неорганічних форм азоту ми використовували усереднені величини. Встановлено, що частка NH_4^+ у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра становила відповідно 83,2, 90,2 і 63,6 % загального вмісту неорганічного азоту ($\text{N}_{\text{неорг}}$), але після заповнення водосховищ вона почала поступово зменшуватись. Відносний вміст NH_4^+ у воді Київського водосховища знижувався з 79,4 до 61,3 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ протягом 1965—2012 рр., а в останній період досліджень (2013—2018 рр.) він становив лише 49,8 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ (табл. 2). У воді Канівського водосховища його частка зменшувалась з 69,3 % у 1976—1978 рр. до 58,1 % у 2014—2020 рр. Подібна ситуація характерна також і для інших водосховищ у межах середнього Дніпра. Наприклад, у воді Кременчуцького водосховища частка NH_4^+ змінювалась з 74,3 до 65,3 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ протягом 1961—2018 рр., а у воді Кам'янського водосховища — з 80,4 до 65,0 % і від 43,8 до 41,2 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ відповідно протягом 1965—1985 і 1995—2018 рр. (див. табл. 2).

У воді середнього Дніпра і Дніпровського водосховища спостерігалися періоди домінування амонійної форми азоту у 1930—1948 рр. і 1963—

1985 рр., коли його частка зменшувалась відповідно з 71,7 до 67,7 % та з 74,0 до 66,7 % $N_{\text{неорг}}$. Протягом 1949—1960 рр. і 1992—2018 рр. його відносний вміст, навпаки, не перевищував 50 % і знижувався в середньому в межах 49,7—45,3 і 47,2—35,7 % $N_{\text{неорг}}$. У Каховському водосховищі було також характерним домінування спочатку амонійної форми азоту, частка якої протягом 1955—1985 рр. коливалась в межах 66,4—75,8 % $N_{\text{неорг}}$, а протягом 1995—2018 рр. вона поступово знижувалась з 48,8 до 30,3 % $N_{\text{неорг}}$ (див. табл. 2).

До спорудження водосховищ у межах верхнього, середнього і нижнього Дніпра частка нітрат-йонів не перевищувала в середньому 16,0, 23,5 і 22,9 % $N_{\text{неорг}}$ та почала зростати після заповнення водосховищ. У воді Київського і Канівського водосховищ відносний вміст NO_3^- збільшувався

Таблиця 2

Середня частка амонійного, нітритного і нітратного азоту у воді дніпровських водосховищ у різні роки

Роки досліджень	NH_4^+ , %	NO_2^- , %	NO_3^- , %	Роки досліджень	NH_4^+ , %	NO_2^- , %	NO_3^- , %
Київське водосховище				Кам'янське водосховище			
1965—1969	79,4	2,3	18,3	1978—1985	65,0	2,9	32,1
1970—1971	67,4	1,8	30,8	1995—2009	43,8	4,2	52,0
1978—1985	72,0	2,4	25,6	2012—2018	41,2	2,6	56,2
1995—2006	73,2	2,5	24,3	Запорізьке водосховище			
2007—2012	61,3	1,1	37,6	1932—1935	71,7	1,4	26,9
2013—2018	49,8	4,2	46,0	1944—1948	67,7	1,5	30,8
Канівське водосховище				1949—1954	49,7	0,8	49,5
1976—1978	69,3	1,4	29,3	1956—1960	45,3	2,3	52,4
1978—1985	65,4	3,1	31,5	1963—1969	74,0	2,5	23,5
1995—2006	62,2	4,4	33,4	1978—1985	66,7	1,9	31,4
2009—2013	61,5	3,8	34,7	1992—2006	40,2	3,0	56,8
2014—2020	58,1	3,9	38,0	2007—2010	47,2	3,6	49,2
Кременчуцьке водосховище				2012—2018	35,7	2,8	61,5
1961—1964	74,3	2,0	23,7	Каховське водосховище			
1965—1973	79,9	1,0	19,1	1955—1964	66,4	1,8	31,8
1978—1985	65,8	2,0	32,2	1965—1969	75,8	1,3	22,9
1995—2009	65,5	3,3	31,2	1978—1985	69,9	4,7	25,4
2012—2018	65,3	3,4	31,3	1995—2006	48,8	2,2	49,0
Кам'янське водосховище				2001—2009	31,1	1,3	67,6
1963—1969	80,4	1,5	18,1	2012—2018	30,3	2,9	66,8

в межах 25,6—46,0 і 29,3—38,0 % $N_{\text{неорг}}$ відповідно протягом 1978—2018 рр. і 1978—2020 рр. (див. табл. 2). Частка NO_3^- у воді Кременчуцького і Кам'янського водосховищ протягом 1965—2018 рр. зростала в інтервалі 19,0—31,3 і 18,1—56,2 % $N_{\text{неорг}}$. У воді Дніпровського і Каховського водосховищ відносний вміст NO_3^- збільшувався у межах 23,5—61,5 і 22,9—67,6 % $N_{\text{неорг}}$ відповідно протягом 1963—2018 рр. і 1965—2018 рр. (див. табл. 2). Встановлено, що частка нітрат-йонів зростає приблизно у 2 рази на 40—45-й рік з початку заповнення кожного з водосховищ.

Частка нітрит-йонів не зазнавала помітних змін протягом досліджуваного періоду і коливалась у межах 0,8—4,7 % $N_{\text{неорг}}$ (див. табл. 2). Це пов'язано з тим, що зазначена форма азоту нестійка у поверхневих водах і зазнає окиснення або відновлення відповідно до нітрат-йонів чи амонійного азоту залежно від вмісту розчиненого у воді кисню, окисно-відновного потенціалу та інтенсивності перебігу процесів нітрифікації та денітрифікації.

У воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра концентрація NH_4^+ до заповнення водосховищ знаходилась у межах відповідно 0,1—1,3, 0—0,8 і 0—0,69 мг N/дм³ та становила в середньому 0,830, 0,360 і 0,350 мг N/дм³ (рис. 1). Високі концентрації цієї форми азоту у верхньому Дніпрі були зумовлені надходженням води з р. Прип'яті, в якій його вміст був майже у 2 рази більшим, ніж у Дніпрі вище за течією. Наприклад, концентрація NH_4^+ у воді гирла Прип'яті протягом 1963 р. становила 0,6—1,28 мг N/дм³, а у воді Дніпра вище та нижче за течією — відповідно 0,2—0,7 і 0,4—1,28 мг N/дм³ [3].

У 1930—1932 р. концентрація амонійного азоту у воді Дніпра в районі майбутнього Дніпровського водосховища була ще нижчою — 0,1—0,5 мг N/дм³ і в середньому становила 0,160 мг N/дм³ (див. рис. 1). У перші роки існування кожного з водосховищ Дніпровського каскаду відмічено зростання вмісту NH_4^+ , що пов'язане з його надходженням із затоплених ґрунтів та вивільненням внаслідок розкладання рослинних решток. У цей час його концентрація у воді Київського (1965—1969 рр.), Канівського (1978—1985 рр.), Кременчуцького (1961—1964 рр.), Кам'янського (1963—1969 рр.), Дніпровського (після другого заповнення, 1949—1954 рр.) і Каховського водосховищ (1955—1964 рр.) знаходилась у межах 0,12—1,95, 0,16—1,80, 0,020—3,36, 0,030—1,57, 0—1,56 і 0,020—3,70 мг N/дм³, а усереднені величини концентрації становили відповідно 0,913, 0,800, 0,652, 0,735, 0,352, 0,508 мг N/дм³ (див. рис. 1). За усередненими величинами найбільший вміст NH_4^+ у воді дніпровських водосховищ, не беручи до уваги зростання його концентрації під час перших років після їхнього заповнення, спостерігався у воді Київського, Канівського і Кам'янського водосховищ протягом 1978—1985 рр., а у воді Кременчуцького, Дніпровського і Каховського водосховищ — протягом 1963—1973 рр. (див. рис. 1). У ці періоди його концентрація у зазначених водосховищах досягала відповідно 0,828, 0,800, 0,573 мг N/дм³ і 0,778, 0,725, 0,760 мг N/дм³. У подальшому вміст амонійної форми азоту зменшувався за усередненими величинами у 2—4,5 рази і в сучасних умовах (2012—2020 рр.) досягає 0,330,

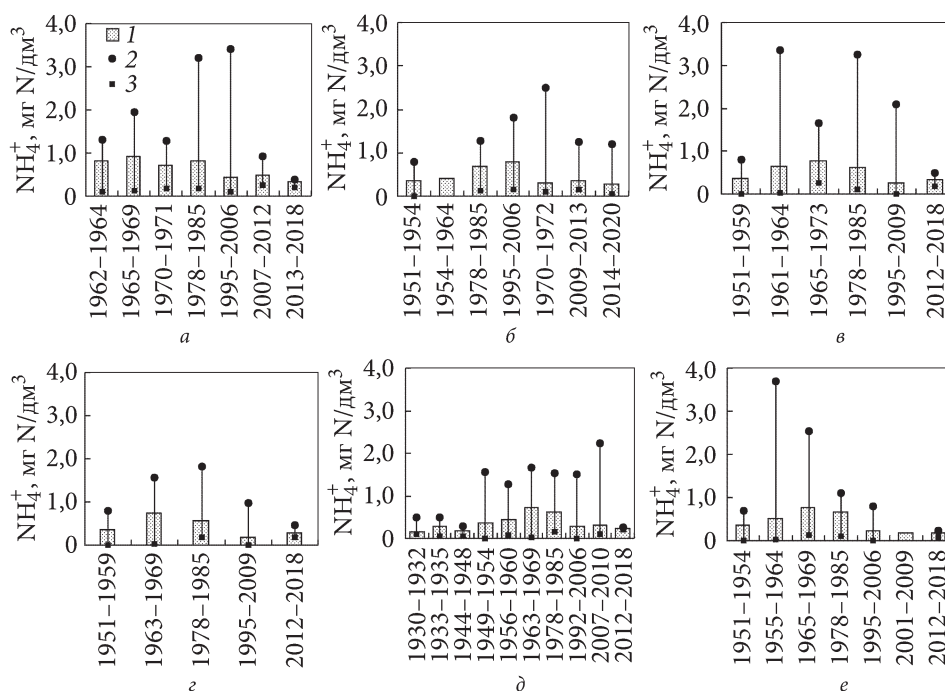


Рис. 1. Багаторічні зміни концентрації амонійного азоту у воді верхнього Дніпра і Київського водосховища (а), середнього Дніпра і Канівського (б), Кременчуцького (в), Кам'янського (г), Дніпровського (д) водосховищ, нижнього Дніпра і Каховського водосховища (е). Тут і на рис. 2, 3, 5, 7: 1 — усереднені; 2 і 3 — граничні величини

0,272, 0,327, 0,286, 0,229 і 0,168 мг N/дм³ відповідно у воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського та Каховського водосховищ (див. рис. 1). Це, напевно, пов'язано як зі спадом промислового виробництва, в результаті якого зменшився об'єм скиду стічних вод, так і з інтенсивнішим вилученням біогенних речовин за рахунок збільшення площ зростання вищої водної рослинності. Серед водосховищ Дніпровського каскаду саме Київське водосховище зазнало найбільшого заростання, останнім часом, зокрема, за рахунок водяного горіха [28, 36]. Зниження вмісту NH₄⁺ у воді Київського водосховища зумовлене, найімовірніше, його асиміляцією рослинними організмами, оскільки концентрація цієї сполуки азоту у воді р. Прип'яті майже не змінилась порівняно з 60-ми роками 20 століття і за багаторічний період 1995—2006 р. коливалась у межах 0,1—1,5 мг N/дм³, складаючи в середньому 0,825 мг N/дм³ [30].

Концентрація нітрит-йонів у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра коливалась у межах 0—0,050, 0—0,040 і 0—0,100 мг N/дм³, а усереднені величини становили 0,008, 0,009 і 0,010 мг N/дм³ (рис. 2). Після заповнення водосховищ їхній вміст у воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ збільшився з одночасним розширенням інтервалів — 0—0,400, 0—0,328,

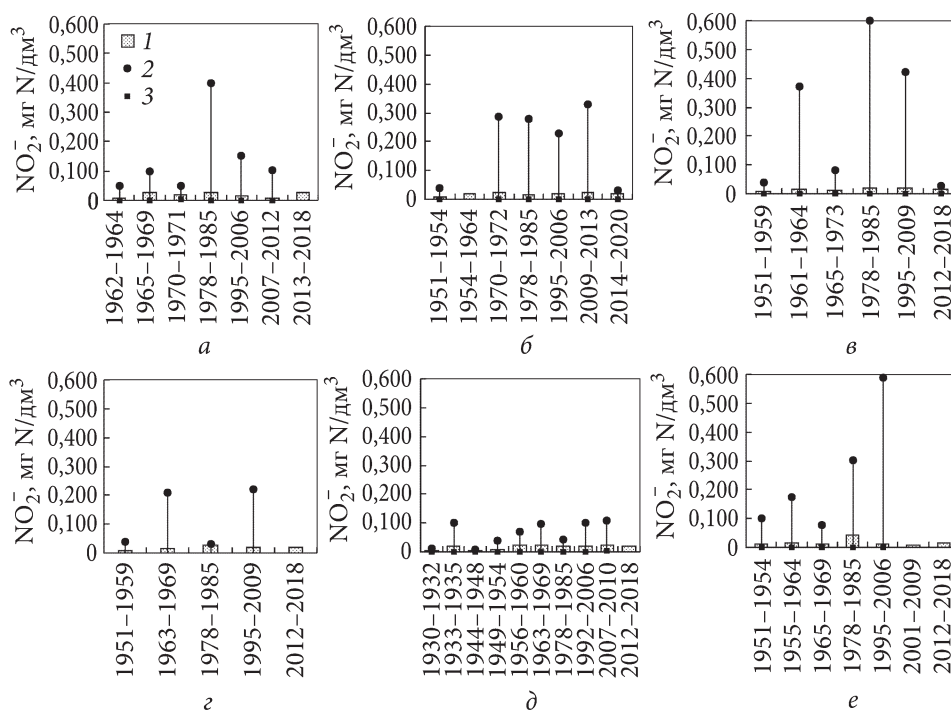


Рис. 2. Багаторічні зміни концентрації нітрит-йонів у воді верхнього Дніпра і Київського водосховища (а), середнього Дніпра і Канівського (б), Кременчуцького (в), Кам'янського (г), Дніпровського (д) водосховищ, нижнього Дніпра і Каховського водосховища (е)

0—0,600, 0—0,220, 0—0,108 і 0—0,590 мг N/дм³ (див. рис. 2). Зростання інтервалів граничних величин, зокрема протягом 1978—1985 і 1995—2013 рр., було характерним для всіх водосховищ каскаду, за винятком Дніпровського. Усереднена концентрація NO₂⁻ у зазначених водосховищах зазнавала флуктуацій у межах відповідно 0,009—0,028, 0,016—0,024, 0,010—0,019, 0,014—0,026, 0,006—0,025 і 0,007—0,044 мг N/дм³ (див. рис. 2), але тенденцій до зростання або зниження середнього вмісту NO₂⁻ не спостерігалось.

Концентрація нітрат-йонів у воді дніпровських водосховищ зростала з перших років після їхнього заповнення та досягала максимальних величин у 1978—1985 рр. (рис. 3). Їхня концентрація у воді верхнього Дніпра становила у середньому 0,160 мг N/дм³, а у воді Київського водосховища протягом 1965—2018 рр. знаходилась у межах 0,147—0,330 мг N/дм³. Вміст NO₃⁻ у воді середнього Дніпра до зарегулювання стоку за усередненими показниками досягав 0,030—0,060 мг N/дм³, тоді як у воді Канівського, Кременчуцького, Кам'янського і Дніпровського водосховищ протягом періоду досліджень у середньому коливався в інтервалах 0,158—0,338, 0,157—0,307, 0,165—0,390 і 0,230—0,397 мг N/дм³. У воді

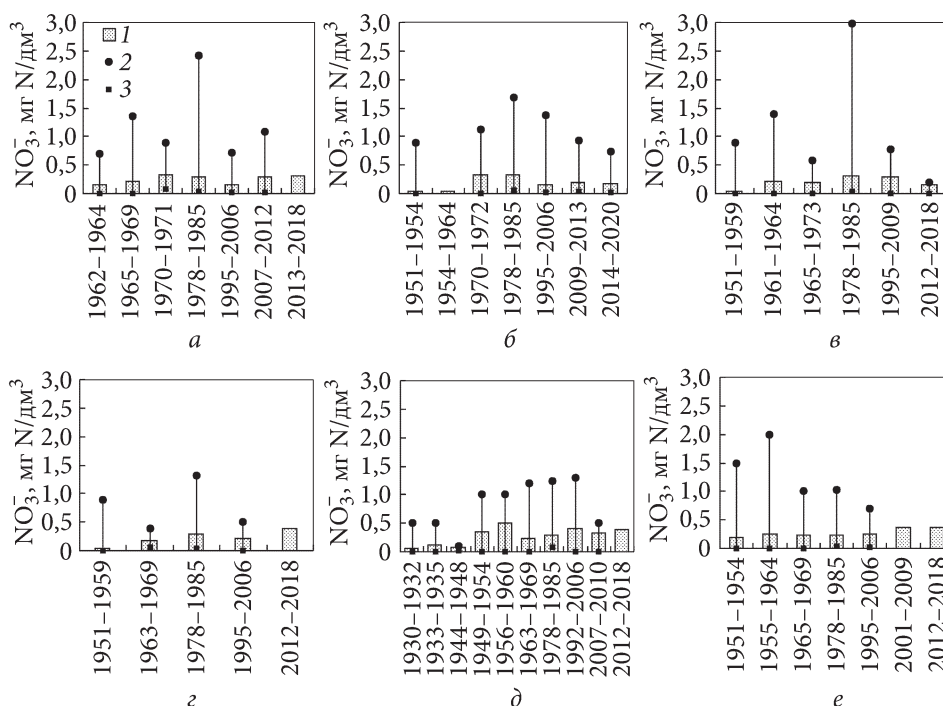


Рис. 3. Багаторічні зміни концентрації нітрат-йонів у воді верхнього Дніпра і Київського водосховища (а), середнього Дніпра і Канівського (б), Кременчуцького (в), Кам'янського (г), Дніпровського (д) водосховищ, нижнього Дніпра і Каховського водосховища (е)

нижнього Дніпра і Каховського водосховища концентрація NO_3^- становила в середньому відповідно 0,190 і 0,230—0,327 mg N/dm^3 (див. рис. 3).

В сучасних умовах у деяких водосховищах спостерігається зниження вмісту NO_3^- порівняно з попередніми роками. Наприклад, у воді Канівського водосховища концентрація зазначеної форми азоту за усередненими величинами знизилась з 0,338 до 0,178 mg N/dm^3 , а у воді Кременчуцького водосховища — з 0,307 до 0,157 mg N/dm^3 . У Київському водосховищі відбулася стабілізація вмісту нітрат-йонів на величинах, характерних для 70—80-х років 20 століття, тоді як в інших водосховищах відмічене незначне зростання їхньої середньої концентрації порівняно з попередніми роками (див. рис. 3). Однак останнім часом інтервал між граничними величинами концентрації NO_3^- звужився.

За результатами досліджень показників усередненого вмісту $\text{N}_{\text{неорг}}$ у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра, а також у воді дніпровських водосховищ протягом 1930—2020 рр. було встановлено зростання його концентрації відразу після їхнього заповнення, як і у випадку з амонійним азотом і нітрат-йонами, про що вже йшлося вище. Максимальний його вміст спостерігався у 70—80-х роках минулого століття (рис. 4). У подальшому концентрація $\text{N}_{\text{неорг}}$ майже знизилась до величин, які

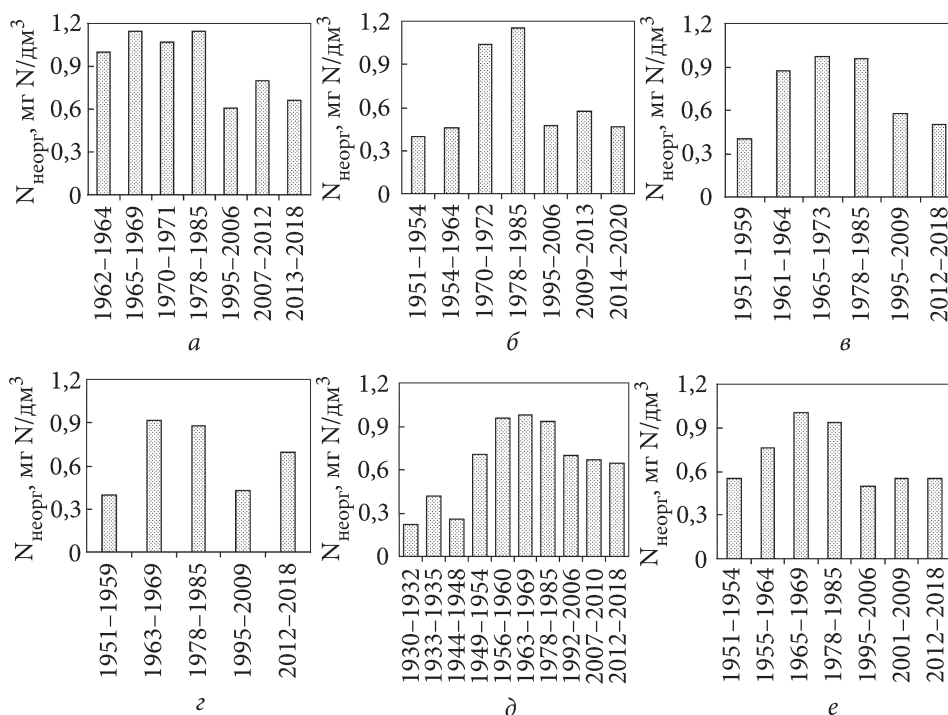


Рис. 4. Багаторічні зміни середнього вмісту неорганічного азоту у воді верхнього Дніпра і Київського водосховища (а), середнього Дніпра і Канівського (б), Кременчуцького (в), Кам'янського (г), Дніпровського (д) водосховищ, нижнього Дніпра і Каховського водосховища (е)

були характерними до зарегулювання стоку Дніпра. У Київському водосховищі протягом 1995—2018 рр. середній вміст $N_{\text{неорг}}$ був навіть нижчим, ніж у воді верхнього Дніпра, а у Каховському водосховищі він знизився до величин, які були характерними до зарегулювання стоку нижньої ділянки Дніпра (див. рис. 4).

Неорганічний фосфор. Концентрація неорганічного фосфору ($P_{\text{неорг}}$) зазнавала зростання у перші роки після заповнення водосховищ, що було зумовлено його надходженням із затоплених ґрунтів. Це яскраво видно на прикладі Кременчуцького (1961—1964 рр.), Кам'янського (1963—1969 рр.) і Каховського водосховищ (1955—1964 рр.) (рис. 5).

У подальшому середній вміст неорганічного фосфору зріс майже вдвічі, починаючи з 80—90-х років минулого століття і дотепер. Загалом, протягом існування дніпровських водосховищ вміст $P_{\text{неорг}}$ у воді за усередненими величинами зріс у 3,1—4,5 рази. Якщо концентрація $P_{\text{неорг}}$ у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра становила у середньому 0,030, 0,030 і 0,041 mg P/dm^3 , то у воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ вона знаходилась у ширших межах — відповідно 0,020—0,090, 0,060—0,197, 0,039—0,135, 0,039—0,120, 0,030—0,112 і 0,033—0,145 mg P/dm^3 (див.

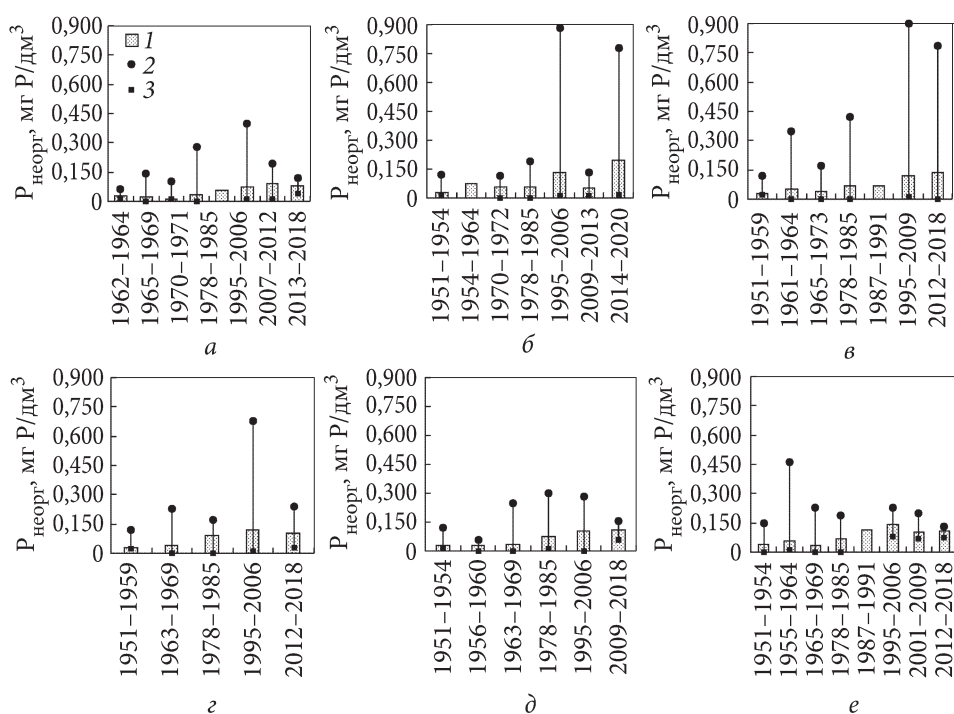


Рис. 5. Багаторічні зміни концентрації неорганічного фосфору у воді верхнього Дніпра і Київського водосховища (а), середнього Дніпра і Канівського (б), Кременчуцького (в), Кам'янського (г), Дніпровського (д) водосховищ, нижнього Дніпра і Каховського водосховища (е)

рис. 5). Напевно, це пов'язано зі зростаючим використанням фосфорвмісних миючих засобів, масове застосування яких починається саме з 70—80-х років 20 століття. Серед причин зростання вмісту неорганічного фосфору у воді дніпровських водосховищ може бути також його надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню, що періодично спостерігається і посилюється зі змінами клімату, які проявляються останнім часом.

Відношення N : P. Часові зміни вмісту неорганічного азоту і неорганічного фосфору у воді дніпровських водосховищ позначились на багаторічних змінах відношення N : P, від якого залежить формування оптимальних умов для життєздатності і розвитку водних рослин. Відомо, що при відношенні N : P, меншому ніж 5, розвиваються головним чином синьозелені водорості, а при відношенні 15 — зелені водорості. Зазначене відношення також вказує на ступінь евтрофування водного об'єкта. Відношення N : P у побутових стічних водах не перевищує 3, а у водних об'єктах, що зазнають антропогенного впливу, воно знаходиться у межах 15—25 [2]. На прикладі невеликого гіпертрофного водосховища було показано, що синьозелені водорості викликають «цвітіння» води вже за відношення N : P, меншого ніж 30, а концентрація неорганічного фосфо-

ру, яка лімітує розвиток синьозелених водоростей, становила $0,050 \text{ мг P/дм}^3$ [41]. Згідно результатів інших дослідників, «цвітіння» води не спостерігається, коли концентрація загального фосфору не перевищує $0,060 \text{ мг P/дм}^3$ [40]. Встановлено, що за концентрації неорганічного азоту $0,07, 0,7$ і $3,5 \text{ мг N/дм}^3$ максимально сприятливі умови для розвитку синьозелених водоростей спостерігаються, коли відношення $\text{N} : \text{P}$ становить відповідно $>7, 0,7$ і 1 [41]. Іншими дослідниками також з'ясовано, що за низького відношення $\text{N} : \text{P}$ і високого вмісту амонійного азоту відбувається інтенсивніший розвиток синьозелених водоростей [39]. Водночас, за низького відношення $\text{N} : \text{P}$ і вмісту неорганічного азоту відбувається не лише інтенсивний розвиток синьозелених водоростей, а також спостерігається конкурентна перевага гетероцистних синьозелених водоростей родів *Anabaena* і *Nostoc* над іншими таксонами, оскільки вони здатні асимілювати атмосферний азот [37].

У воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра до зарегулювання стоку відношення $\text{N} : \text{P}$ становило у середньому $33,3, 13,3$ і $13,4$ (рис. 6). У дніпровських водосховищах зазначене відношення зростало до 90-х років 20 століття, що було зумовлено збільшенням вмісту неорганічного азоту. У воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ воно становило відповідно $33,8—89,1, 6,1—19,2, 14,0—24,9, 9,8—23,4, 12,5—31,8$ і $13,4—30,4$. Як не дивно, але найбільші величини відношення $\text{N} : \text{P}$ виявились для Київського водосховища, що зумовлено, передусім, високим вмістом неорганічного азоту (див. рис. 4) та, навпаки, найнижчою концентрацією неорганічного фосфору серед досліджуваних водосховищ (див. рис. 5). Після 1992—1995 рр. це відношення зменшилось і вже коливалось у межах відповідно $7,9—8,9, 2,4—11,5, 3,7—5,0, 3,5—6,9, 5,7—6,7$ і $3,4—5,4$ (див. рис. 6). Зниження відношення $\text{N} : \text{P}$ додатково свідчить про зростання забруднення води дніпровських водосховищ сполуками неорганічного фосфору, а також про їхнє евтрофування.

Таким чином, у водосховищах в сучасних умовах формуються сприятливі умови для «цвітіння» води, передусім, синьозеленими водоростями. Це, безперечно, позначатиметься на якості води. Кліматичні зміни, що відбуваються в сучасних умовах і яких слід очікувати у майбутньому, також впливатимуть на концентрацію та співвідношення різних форм неорганічного азоту й неорганічного фосфору. У водосховищах, як і в озерах, характерними стають явища температурної та кисневої стратифікації з дефіцитом розчиненого кисню на глибоководних ділянках. Про це нами вже повідомлялось у оглядовій статті, присвяченій цій проблемі [43]. Як показують дослідження, тривалість зазначеної стратифікації збільшуватиметься, а це, в свою чергу, супроводжуватиметься формуванням анаеробних зон, що може бути причиною інтенсивної міграції біогенних речовин з донних відкладів водосховищ у водне середовище [12, 47]. За таких умов може змінюватись співвідношення між неорганічними формами азоту у бік домінування амонійного азоту і істотного зростання його концентрації. В анаеробних умовах збільшуватиметься вміст неор-

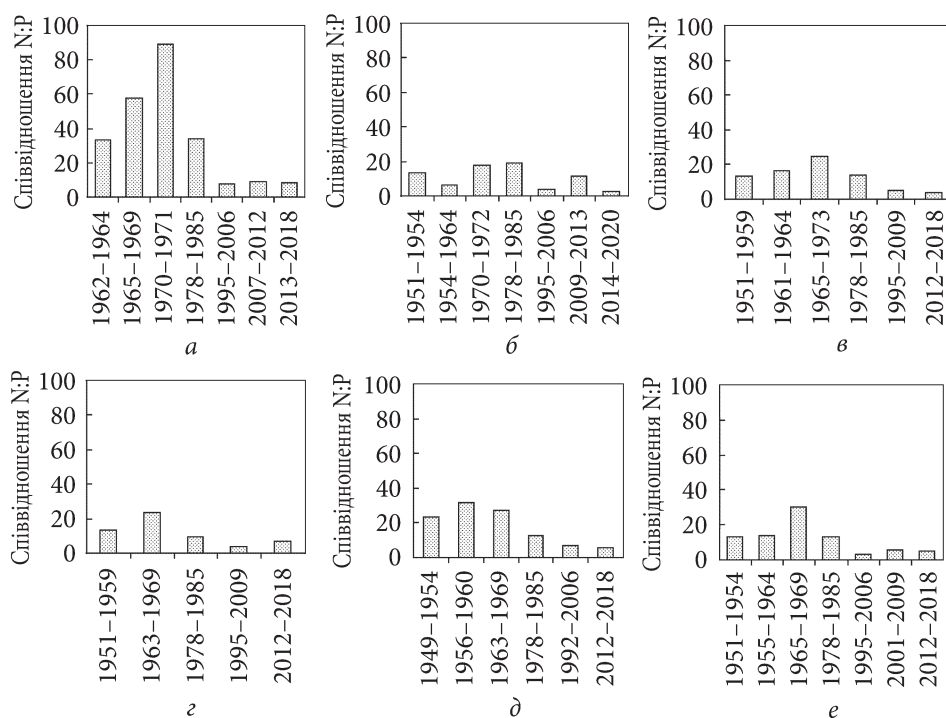


Рис. 6. Багаторічні зміни співвідношення N : P за усередненими показниками у воді верхнього Дніпра і Київського водосховища (а), середнього Дніпра і Канівського (б), Кременчуцького (в), Кам'янського (г), Дніпровського (д) водосховищ, нижнього Дніпра і Каховського водосховища (е)

ганічного фосфору за рахунок його переходу з донних відкладів у водне середовище, а це може стати причиною посилення розвитку водоростей, зокрема синьозелених, з відповідними негативними наслідками для водного середовища, передусім його забруднення альготоксинами.

Розчинений силіцій ($Si_{розч.}$). За багаторічний період досліджень 1951—2020 рр. концентрація $Si_{розч.}$ у воді Дніпра та його водосховищ варіювала у широких межах — від 0,1 до 15,0 мг/дм³ (рис. 7). Такі коливання головним чином пов'язані з сезонними змінами його вмісту, оскільки він активно асимілюється діатомовими водоростями, передусім навесні та восени. На прикладі Канівського водосховища нами встановлено, що споживання $Si_{розч.}$ цими водоростями у зазначені пори року призводить до його трансформації у завислу форму [51].

Концентрація $Si_{розч.}$ у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра за усередненими величинами становила 6,5, 5,0 і 5,5 мг/дм³. Протягом періоду існування водосховищ, за винятком Канівського водосховища, відмічено зниження його вмісту, зокрема після 90—х років 20 століття (див. рис. 7). Середня концентрація $Si_{розч.}$ у воді Київського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ протягом досліджуваного періоду знижувалась в межах 6,4—4,8, 6,8—4,6, 6,5—4,6,

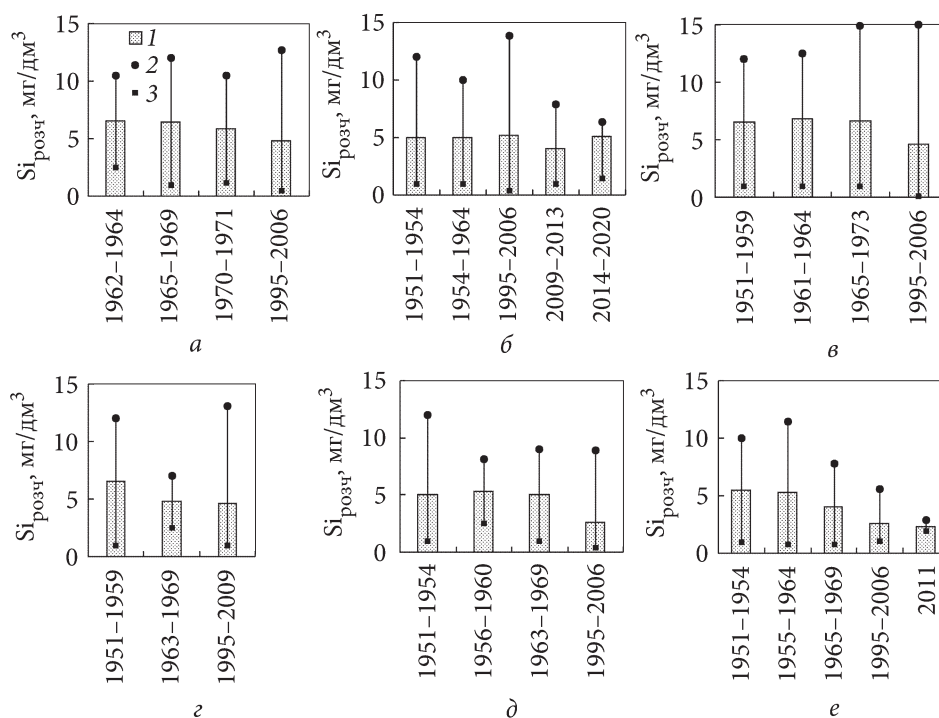


Рис. 7. Багаторічні зміни концентрації розчинного силіцію у воді верхнього Дніпра і Київського водосховища (а), середнього Дніпра і Канівського (б), Кременчуцького (в), Кам'янського (г), Дніпровського (д) водосховищ, нижнього Дніпра і Каховського водосховища (е)

5,3—2,6 і 5,3—2,3 мг/дм³. Отже, концентрація $Si_{розч}$ у воді Київського, Кременчуцького і Кам'янського водосховищ зменшилась в 1,4—1,5 рази, а у воді Дніпровського і Каховського водосховищ дещо більше — у 2,0 і 2,3 рази. Наразі важко пояснити таке зниження вмісту $Si_{розч}$, але можна припустити, що однією з причин може бути інтенсивніша його асиміляція діатомовими водоростями навесні та восени порівняно з тим, як було раніше. Не виключено, що внаслідок цього певна частина силіцію переходить у донні відклади у складі оболонкок-панцирів діатомових водоростей.

Висновки

Від початку заповнення Дніпровського водосховища, яке було споруджене першим, та після введення в експлуатацію всього Дніпровського каскаду водосховищ минуло майже 90 і 45 років відповідно. У свою чергу зміна гідрологічних умов позначилась на режимі біогенних речовин.

У перші роки після заповнення кожного з досліджуваних водосховищ спостерігалось зростання вмісту амонійного азоту, нітрат-йонів і неорганічного фосфору за рахунок їхнього надходження із затоплених ґрунтів і розкладання решток рослинних організмів. Натомість, макси-

мальні концентрації сполук неорганічного азоту спостерігались у 70—80-х роках 20 століття. Саме в цей час відбувалась інтенсифікація промислового і сільськогосподарського виробництва. Надалі вміст амонійного азоту знизився у 2—4,5 рази і в сучасних умовах досяг величин, які були характерні для Дніпра до зарегулювання його стоку, а у деяких водосховищах він став навіть нижчим. В останні роки концентрація нітрат-йонів зменшилась лише у воді Канівського і Кременчуцького водосховищ, а у Київському водосховищі вона залишилась на рівні 70—80-х років 20 століття. В інших водосховищах спостерігається незначне зростання концентрації цієї форми азоту порівняно з попередніми роками. Водночас, концентрація неорганічного азоту знизилась майже до величин, які були характерними до зарегулювання стоку Дніпра, а у Київському водосховищі вона стала навіть нижчою. Серед причин можна зазначити спад промислового виробництва, в результаті якого зменшився обсяг скидів стічних вод, а також інтенсивніше вилучення біогенних речовин за рахунок збільшення площ заростання водосховищ вищою водною рослинністю. Останнє явище особливо характерно для Київського водосховища.

За багаторічний період існування каскаду дніпровських водосховищ встановлено зміни у співвідношенні сполук неорганічного азоту. Якщо у воді спочатку домінував амонійний азот, то потім спостерігалось поступове зниження його відносного вмісту і, навпаки, зростання частки нітрат-йонів. Загалом частка амонійного азоту у воді дніпровських водосховищ знижувалась з 80,4 до 30,3 % $N_{\text{неорг}}$. Ці зміни були найменше помітними для Канівського і Кременчуцького водосховищ — з 69,3 до 58,1 % та з 74,3 до 65,3 % $N_{\text{неорг}}$. Натомість, частка нітрат-йонів у водосховищах зростала з 18,1 до 67,6 % $N_{\text{неорг}}$. В сучасних умовах нітрат-йони домінують лише у трьох нижніх водосховищах Дніпровського каскаду. У воді Київського, Канівського і Кременчуцького водосховищ їхній відносний вміст не перевищує відповідно 46, 38 і 32,2 % $N_{\text{неорг}}$. Встановлено, що на 40—45-й рік з початку заповнення кожного з водосховищ частка нітрат-йонів зростає майже у 2 рази. Це свідчить про те, що саме у зазначений проміжок часу відбувається інтенсифікація процесів нітрифікації, що можна розглядати як позитивне явище у зростанні самоочисної здатності води.

За час існування дніпровських водосховищ концентрація $P_{\text{неорг}}$ у воді за усередненими величинами збільшилась у 3,1—4,5 рази. В останні роки вона становить в середньому 0,080, 0,197, 0,135, 0,100, 0,112 і 0,111 мг $P/\text{дм}^3$ відповідно для Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ. Збільшення вмісту неорганічного фосфору у воді дніпровських водосховищ, починаючи з 70—80-х років 20 століття, пов'язане, напевно, з початком масового використання фосфоровмісних миючих засобів. Серед причин також може бути його надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню, який може бути помітнішим у зв'язку з проявом кліматичних змін останніх років. Принаймні, в озерних системах з різних регіонів світу такі явища в умовах сьогодення вже мають місце.

Багаторічні зміни вмісту неорганічного азоту і неорганічного фосфору позначились на відношенні N : P, від якого залежить формування оптимальних умов для життєздатності і розвитку водних рослин. За весь період досліджень це відношення у воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ знаходилось в межах 7,9—89,1, 2,4—19,2, 3,7—24,9, 3,5—23,4, 5,7—31,8 і 3,4—30,2, досягаючи мінімальних величин з 90-х років минулого століття. Це свідчить про забруднення води водосховищ сполуками неорганічного фосфору та евтрофування, а також про формування сприятливих умов для розвитку синьозелених водоростей.

За весь період досліджень концентрація $Si_{розч}$ у воді Дніпра та його водосховищ варіювала у широких межах — від 0,1 до 15,0 мг/дм³. Для $Si_{розч}$ характерні сезонні зміни з мінімальним вмістом у поверхневому шарі води навесні та восени під час розвитку діатомових водоростей. В усіх водосховищах, окрім Канівського, встановлено зниження його середнього вмісту в 1,4—2,3 рази, що може бути пов'язано з інтенсивнішим його вилученням діатомовими водоростями навесні та восени, ніж це відбувалось раніше. Загалом, середня концентрація $Si_{розч}$ у воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ протягом досліджуваного періоду змінювалась у межах 6,4—4,8, 5,2—4,0, 6,8—4,6, 6,5—4,6, 5,3—2,6 і 5,3—2,3 мг/дм³.

Отримані результати досліджень свідчать про необхідність застосування різнобічних природоохоронних засобів для зменшення надходження сполук неорганічного фосфору і неорганічного азоту до дніпровських водосховищ з метою покращення якості води та досягнення фонових значень. Подальше зростання вмісту неорганічного фосфору призведе до евтрофування водного середовища, негативними наслідками якого будуть масовий розвиток синьозелених водоростей, дефіцит розчинного кисню, загибель оксифільних гідробіонтів тощо. В умовах кліматичних змін ці процеси можуть посилюватись, що неминуче супроводжуватиметься погіршенням якості водного середовища як середовища мешкання гідробіонтів. Особливу небезпеку становить потенційне зростання масштабів «цвітіння» води, внаслідок якого відбуватиметься її забруднення небезпечними для гідробіоти і людини альготоксинами.

Список використаної літератури

1. Абіотичні компоненти екосистеми Київського водосховища / В.М. Тімченко, П.М. Линник, О.П. Холодько та ін. Київ : Логос, 2013. 60 с.
2. Алекин О.А., Дабкова В.Г., Коплан-Дикс И.С. Проблема евтрофирования континентальных вод. *Антропогенное евтрофирование природных вод*: Материалы III Всесоюз. симп. (сентябрь, 1983). Москва — Черноголовка, 1985. С. 25—34.
3. Алмазов А.М., Денисова А.И., Майстренко Ю.Г., Нахшина Е.П. *Гидрохимия Днепра, его водохранилищ и протоков*. Киев : Наук. думка, 1967. 316 с.
4. Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике / под ред. П.А. Лозовика, Н.А. Ефременко. Санкт-Петербург : Нестор-История, 2017. 272 с.
5. Ананьева Т.В., Васецкая Т.А. Экологическая оценка качества воды Кременчугского водохранилища (Украина). *Интегрированное управление трансграничным*

бассейном Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы : Материалы междунар. конф. Тирасполь. 2017. С. 12—15.

6. Антомонов М.Ю., Зоріна О.В. Результаты мониторингу якості дніпровської води щодо органічних та біогенних речовин (деякі еколого-гігієнічні аспекти) *Актуальные проблемы транспортной медицины*. 2018. № 2 (52). С. 42—54.

7. Вишневецький В.І. Ріка Дніпро. Київ : Інтерпрес ЛТД, 2011. 384 с.

8. Воронков М. Г., Кузнецов И. Г. Кремний в живой природе. Новосибирск : Наука, 1984. 158 с.

9. Глазовская М.А., Добровольская Н.Г. Геохимические функции микроорганизмов. Москва : Изд-во Моск. гос. ун-та, 1984. 152 с.

10. Денисова А.И. Влияние каскадного расположения водохранилищ на их гидрохимический режим. *Гидробиол. журн.* 1971. Т. 7, № 5. С. 15—26.

11. Денисова А.И., Майстренко Ю.Г. Влияние зарегулирования Днепра на сток биогенных и органических веществ в нижние бьефы водохранилищ. *Там же*. 1966. Т. 2, № 1. С. 36—42.

12. Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. Киев : Наук. думка, 1989. 216 с.

13. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев : Наук. думка, 1979. 292 с.

14. Езловецкая И.С., Лавренчук И.Н. Оценка качества воды Днепра и Десны в местах крупных питьевых водозаборов. *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. 2014. Т. 14, №1. С. 20—27.

15. Екологічний стан біоценозів Запорізького водосховища в сучасних умовах / О.В. Федоненко, Н.Б. Єсіпова, Т.С. Шарамок та ін. Дніпропетровськ : Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту, 2009. 232 с.

16. Жежеря В.А., Федоненко Е.В., Линник П.Н. Современное состояние Днепропетровского (Запорожского) водохранилища по некоторым гидрохимическим показателям. *Гидробиол. журн.* 2009. Т. 45, № 3. С. 102—119.

17. Запорожское водохранилище / А.И. Дворецкий, Ф.П.Рябов, Г.П. Емец и др. Днепропетровск : Изд-во Днепропетр. нац. ун-та, 2000. 170 с.

18. Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1988. 240 с.

19. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: справочник в 6 кн. Кн. 2. Главные р-элементы. Москва : Недра, 1994. 303 с.

20. Киевское водохранилище / под ред. Я.Я. Цееба и Ю.Г. Майстренко. Киев : Наук. думка, 1972. 460 с.

21. Кобелева Т.Н., Федоненко Е.В., Мельник И.Е. Содержание биогенных и органических веществ в воде Днепропетровского водохранилища и р. Самара в осенне-зимний период. *Вісн. Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2006. Т. 14, №2. С. 84—86.

22. Кошелева С.И. Гидрохимический режим р. Днепр в районе Трипольской ГРЭС. *Гидробиол. журн.* 1976. Т. 12, № 1. С. 20—25.

23. Курейшевич А.В., Журавлева Л.А. Связь между содержанием хлорофилла *a* и концентрацией биогенных веществ в воде днепровских водохранилищ. *Там же*. 1997. Т. 33, № 1. С. 75—82.

24. Морозова А.А. Некоторые особенности распределения биогенных веществ в воде Киевского водохранилища под действием аэробных и анаэробных факторов среды. *Современные проблемы водохранилищ и их водосборов* : Тр. III Междунар. науч.-практ. конф. Пермь. 2011. Т. 2. С. 158—163.

25. Морозова А.А. К вопросу об изменении основных гидрохимических показателей экологического состояния киевского участка Каневского водохранилища. *Современные проблемы водохранилищ и их водосборов* : Тр. V Междунар. науч.-практ. конф. Пермь. 2015. Т. 2. С. 127—134.

26. Морозова А.А. Гидрохимическая характеристика и качество воды водоема-охладителя Запорожской АЭС и прилегающей акватории Каховского водохра-

нилиця. *Современные проблемы водохранилищ и их водосборов* : Тр. VI Междунар. науч.-практ. конф. Пермь. 2017. Т. 2. С. 115—120.

27. Морозова А.А. Гидрохимический режим и экологическая оценка качества воды Сульского залива Кременчугского водохранилища. *Современные проблемы водохранилищ и их водосборов* : Тр. VII Междунар. науч.-практ. конф. Пермь. 2019. Т. 2. С. 166—172.

28. Морозова А.А., Дьяченко Т.Н. К вопросу о влиянии водяного ореха (*Trapa natans*) на экологическое состояние верхних участков Киевского и Каневского водохранилищ по гидрохимическим показателям. *Современные проблемы водохранилищ и их водосборов* : Тр. VIII Всерос. науч.-практ. конференции с международным участием (г. Пермь, 27—30 мая 2021 г.) / науч. ред. А.Б. Китаев, В.Г. Калинин, О.В. Ларченко, М.А. Бакланов; Пермский гос. нац. иссл. ун-т. Пермь, 2021. С. 332—339.

29. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ : Наук. думка, 2007. 456 с.

30. Осадчий, В.І., Набиванець, Б.Й., Осадча, Н.М., Набиванець, Ю.Б. Гідрохімічний довідник: поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. Київ : Ніка-Центр, 2008. 656 с.

31. Пат. 75995 Україна, МПК⁵¹ (2012.01) G 01 N 1/00 Модифікований батометр-склянка: винахідник Жежеря В.А., власник Інститут гідробіології НАН України. — № у 2012 05246; заяв. 27.04.12; опубл. 25.12.12, Бюл. № 24.

32. Процеси формування хімічного складу поверхневих вод / В.І. Осадчий та ін. Київ : Ніка-Центр, 2013. 240 с.

33. Романишин Г.М., Якушин В.М., Каленіченко К.П., Лінчук М.І. Сучасний стан Київської ділянки Канівського водосховища за деякими гідрохімічними і мікробіологічними показниками. *Наук. зап. Терноп. Нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2013, № 1 (54). С. 38—44.

34. Федоненко О.В., Слабоспицька О.В. Сезонна динаміка трофо-сапробіологічних показників води середньої частини Запорізького (Дніпровського) водосховища. *Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону.* 2011. № 1 (11). С. 111—121.

35. Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Ленинград : Гидрометеиздат, 1990. 280 с.

36. Шевчук С.А., Вишне夫斯基 В.І., Шевченко І.А. Використання даних ДЗЗ для встановлення екологічного стану дніпровських водосховищ. *Праці Центральної геофізичної обсерваторії.* 2014. Випуск 10 (24). С. 72—78.

37. Bulgakov N.G., Levich A.P. The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Archiv für Hydrobiologie.* 1999. Vol. 146, N 1. P. 3—22.

38. Camargo J.A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ. Intern.* 2006. Vol. 32. P. 831—849.

39. Gołdyn R., Podsiadłowski S., Kowalczevska-Madura K. et al. Functioning of the Lake Rusałka ecosystem in Poznań (western Poland). *Oceanol. Hydrobiol. Studies.* 2010. Vol. 39, N 3. P. 65—80.

40. Ibelings B.W., Portielje R., Lammens E.H.R.R. et al. Resilience of Alternative Stable States during the Recovery of Shallow Lakes from Eutrophication: Lake Veluwe as a Case Study. *Ecosystems.* 2007. Vol. 10. P. 4—16.

41. Kim H.S., Hwang S.J., Shin J.K. et al. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. *Eutrophication of Shallow Lakes with Special Reference to Lake Taihu, China.* 2007. Vol. 194. P. 255—267.

42. Kureyshevich A.V., Nezbryskaya I.N., Guseynova V.P., Morozova A.A. Influence of water temperature on the content of photosynthetic pigments in phytoplankton of Obolon bay of the Kanev Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 5. P. 44—55.

43. Linnik P.M. Climate changes as an important factor of the formation of the chemical composition of surface waters at the present time (a review). *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 1. P. 78—94.
44. Linnik P.N., Dikaya T.P. Concentrations, coexisting forms, and features of silicon distribution and migration in surface waters of Ukraine. *Water Resources.* 2014. Vol. 41, N 6. P. 696—708.
45. Linnik P.N., Zhuravleva L.A., Samoilenko V.N., Nabivanets Y.B. Effect of reservoir operation on water quality of Dnieper reservoirs and the Dnieper Delta region. *Hydrobiol. J.* 1994. Vol. 30, N 1. P. 94—107.
46. Shcherbak V.I., Yakushin V.M., Zadorozhnaya A.M. et al. Seasonal and Interannual Dynamics of Phytoplankton, Phytomicroepiphyton, and Nutrients Content in the River Section of the Kanev Reservoir. *Ibid.* 2016. Vol. 52, N 1. P. 49—61.
47. Sobczyński T. The effects of abiotic conditions on release of biogenic substances from bottom sediments. *Intern. J. Oceanogr. Hydrobiol.* 2009. Vol. 38, N 1. P. 45—53.
48. Tsaplina Ye.N., Kholod'ko O.P., Linchuk M.I. Thickets of Higher Aquatic Plants in the Estuarine Sections of the Rivers Flowing into the Kiev Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 6. P. 17—31.
49. Vyshnevsky V.I. Hydrological and Hydrochemical Regime of the Dnieper Reservoirs *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 4. P. 103—120.
50. Yakushin V.M., Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., Linchuk M.I. Hydrochemical characteristics of the Kiev Reservoir at the present time. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N 6. P. 96—109.
51. Zhezherya T.P., Zadorozhnaya A.M., Linnik P.N. The content and forms of silicon occurrence in the water of the Kanev Reservoir and their dependence on phytoplankton development *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 4. P. 100—109.

Надійшла 13.07.2021

V.A. Zhezherya, PhD (Geogr.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Staligrada prosp., Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

T.P. Zhezherya, PhD (Geogr.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Staligrada prosp., Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: tanyadyka@ukr.net

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

BIOGENIC SUBSTANCES IN WATER RESERVOIRS OF THE DNIEPER CASCADE AFTER REGULATION OF THE DNIEPER RUNOFF

Long-term changes in the concentration of nutrients in the Dnieper water before runoff regulation and in the cascade of Dnieper reservoirs after their filling were considered. It was established that during the first years after filling the reservoirs the concentration of ammonium nitrogen, nitrate ions and inorganic phosphorus increased in the water due to their inflow from flooded soils. The maximum concentration of inorganic nitrogen compounds was observed in the 70s of the last century. Subsequently, the ammonium nitrogen content decreased by 2—4,5 times and reached or was below the values that were characteristic to the regulation of the Dnieper runoff. The concentration of nitrate ions decreased only in the water of Kaniv and Kremenchug Reservoirs, but did not reach the values observed in the Dnieper. Their content in the water of the Kyiv Reservoir corresponded to the 70—80s of the 20th century. However, the total concentration of inorganic nit-

rogen decreased almost to the values that were characteristic before the construction of reservoirs, and in the Kyiv reservoir — it was even lower. This was probably due to the decline in industrial production and increases the area of higher water vegetation overgrowth, which is able to remove nutrients from the water. The Kyiv Reservoir has undergone the largest overgrowth. During the existence of reservoirs, there was a gradual decrease in the share of ammonium nitrogen (from 80,4 to 30,3 %) and an increase in the share of nitrate ions (from 18,1 to 67,6 %) of inorganic nitrogen. This indicates the intensification of nitrification processes in reservoirs over time. The increase in the concentration of inorganic phosphorus occurred in the 70—80s of the last century, which is associated with the beginning of large-scale use of phosphorus-containing detergents. The N : P ratio in the water of Kyiv, Kaniv, Kremenchug, Kamyansk, Dnieper and Kakhovka Reservoirs varied between 7,9—89,1, 2,4—19,2, 3,7—24,9, 3,5—23,4, 5,7—31,8 and 3,4—30,2, reaching the minimum values from the 90s of the last century. The decrease in the N : P ratio indicates the formation of favorable conditions for the development of blue-green algae. In the reservoirs of the Dnieper cascade, the concentration of dissolved silicon varies seasonally depending on the intensity of development of diatoms. The content of this form of silicon decreased on average by 1,4—2,3 times. Reducing the inflow of inorganic phosphorus and inorganic nitrogen to the Dnieper reservoirs can be an effective measure to improve water quality in them and achieve background values.

Keywords: *nutrients, ammonium nitrogen, nitrite ions, nitrate ions, inorganic phosphorus, dissolved silicon, cascade of Dnieper reservoirs.*