

Бєдункова О. О., д.б.н., професор; Кузнєцов П. М., здобувач третього рівня вищої освіти (Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне, o.o.biedunkova@nuwm.edu.ua; p.m.kuznietsov@nuwm.edu.ua)

ФАКТОРНИЙ АНАЛІЗ ДИНАМІКИ АЗОТНИХ РЕЧОВИН ВОДИ РІЧКИ СТИР У ЗОНІ ВПЛИВУ РІВНЕНСЬКОЇ АЕС

Актуальним питанням впливу атомної енергетики на довкілля є надходження зворотної охолоджуючої води до поверхневих вод водойм-водоприймачів, які містять залишкову кількість теплової енергії. У поєднанні з цілим комплексом природних факторів це може спричинити негативні зміни водно-екологічних процесів, зокрема порушення балансу речовин азотної групи. Метою статті було проведення факторного аналізу динаміки азотних речовин води р. Стир у зоні впливу Рівненської АЕС для оцінки прояву екологічного ефекту від скидів відпрацьованих зворотних вод із залишковою тепловою енергією. Ряди даних спостережень складала результати щомісячного контролю азоту амонійного (NH_4^+), нітритів (NO_2^-) та нітратів (NO_3^-) на ділянках р. Стир до та після скиду промислово-зливної каналізації РАЕС, впродовж 2018–2021 рр. Виявлено, що середні значення вмісту в воді р. Стир речовин азотної групи незначно відрізняються на досліджуваних ділянках. Відмічено тенденцією підвищення концентрацій азоту амонійного (NH_4^+) у холодний період року та нітритів (NO_2^-) у теплий період року. Встановлено статистично значимий обернений регресійний зв'язок між концентраціями у воді азоту амонійного та нітратів ($r=-0,51$ та $r=-0,47$ відповідно) і відсутність зв'язку між азотом амонійним та нітратами та високий кореляційний зв'язок за вмістом азоту амонійного (NH_4^+) – 0,867, нітратів (NO_3^-) – 0,825 та нітритів (NO_2^-) – 0,897 на окремих ділянках. Оцінено факторне навантаження на концентрацій речовин. Відмічено збалансованість природного процесу відновлення та окиснення азоту в циклі його перетворення у водному середовищі досліджуваних ділянок р. Стир. Зроблено висновок про відсутність негативного впливу стоків ПЛК Рівненської АЕС на баланс азотних речовин. Стверджується про відсутність прояву водно-екологічних реакцій р. Стир на тепловиділення РАЕС.

Ключові слова: водне середовище; азот амонійний; нітрати; нітрити; промислово-злива каналізація; атомна електростанція.

Постановка проблеми. Залежність виробництва електроенергії від водних ресурсів обумовлює нерозривний зв'язок енергетичного та водного секторів, однак цілі енергетичної та водної політики деколи можуть суттєво суперечити між собою, а наявна невизначеність у змінах клімату ще більш посилює цей конфлікт. Така взаємна вразливість потребує постійної уваги як від дослідників, так і від осіб, які приймають рішення.

Україна регулює обмеження на скиди стічних вод атомних електростанцій відповідно до нормативних документів, у яких зокрема йдеться про допустимі концентрації речовин і межі фізико-хімічних параметрів у складі зворотної охолоджуючої води [1]. Крім того, при контролюванні впливу скидів на поверхневі води, дотримуються орієнтовно-безпечних рівнів шкідливих речовин у водоймах рибогосподарського призначення [2]. З екологічних позицій особлива увага приділяється тим речовинам, концентрації яких корелюють із температурним фактором і на фоні природних змін у водних екосистемах можуть бути причиною суттєвого погіршення якості води та евтрофікації.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Серед основних показників, що відображають інтенсивність евтрофікаційних процесів у поверхневих водах, прийнято розглядати вміст біогенних речовин азотної групи та фосфатів.

Взагалі поява цих речовин у природних водах обумовлена сумісною дією біологічних, гідрохімічних, геоморфологічних, кліматичних та антропогенних факторів [3]. Так, присутність у незабруднених поверхневих водах іонів амонію пов'язана головним чином із біохімічними процесами розкладу речовин білкової природи, дезамінуванням амінокислот та розкладом сечовини під дією ферменту уреазі. Абсолютна концентрація іонів амонію (NH_4^+) та їх частка в загальному балансі зв'язаного азоту зростає при переході водойм від оліготрофного до евтрофного статусу. З підвищенням рН середовища зростає ступінь токсичності наявних у воді іонів амонію для гідробіонтів. Високий вміст речовин азотної групи призводить до зміни кисневого режиму та органолептичних показників поверхневих вод [4].

Присутність нітратів (NO_3^-) спричинює бурхливий розвиток рослинності та її подальше відмирання. Нітрати є продуктом біохімічного окиснення аміаку, що утворюється внаслідок розпаду білкових речовин. У поверхневих водах нітрати зазвичай присутні в помітних кількостях. У періоди інтенсивного розвитку фітопланктону

вміст нітратів може понижуватись через споживання водоростями та денітрифікуючими бактеріями кисню нітратів для окиснення органічних речовин. За високого вмісту нітратів у водоймах зростає ймовірність утворення нітритів у токсичних для риб концентраціях [5].

Перехід азоту в нітритну форму (NO_2^-) відбувається переважно в результаті відновлення нітратів за умов дефіциту кисню [6]. Такі явища у водних екосистемах здебільшого мають місце під термоклинном, у зоні гіполімніону та в донних відкладах. У поверхневих водах нітрити знаходяться в розчиненому стані, а їх підвищений вміст відображує посилення процесів розкладу органічних речовин за умов повільного окиснення NO_2^- у NO_3^- та сигналізує про погіршення санітарного стану водойм [7].

Атомні електростанції не чинять безпосереднє привнесення азотних речовин у поверхневі води зі скидами зворотних вод охолоджуючих систем. Виключенням є випадки, коли в технологічних циклах охолоджуючого обладнання використовуються інгібітори корозії на основі нітратів [8]. Натомість, незалежно від типу охолоджуючого циклу, всі атомні електростанції мають скидні води з залишковою кількістю теплової енергії [9]. Доведено, що теплові викиди електростанцій, які відрізняються від температури природних вод більше ніж на 4°C , призводять до збільшення фіксації азоту (N_2) та вуглекислого газу (CO_2) з атмосфери організмами фітопланктону, що зрештою призводить до зміщення рівноваги N:P [10]. Помічено також, що перевищення температури скидних вод атомних електростанцій на 10°C відносно водойми приймача викликає зміни в структурних угрупованнях та чисельності фітопланктону в ній [11]. Зокрема, привнесення теплих скидних вод сприяє біологічній метаболічній ефективності та продуктивності ціанобактерій роду *Vacillariophyta* [12], які, як відомо, можуть суттєво змінювати баланс біогенних речовин у водних екосистемах. Таким чином, зміни вмісту речовин азотного циклу поверхневих вод під впливом скидів атомних електростанцій, можуть розглядатись як важливі індикатори водно-екологічних реакцій на тепловиділення АЕС.

Мета, завдання та методики проведення досліджень. Метою наших досліджень було проведення факторного аналізу динаміки азотних речовин води р. Стир у зоні впливу Рівненської АЕС для

оцінки прояву екологічного ефекту від скидів відпрацьованих зворотних вод із залишковою тепловою енергією.

Вміст речовин азотної групи в поверхневих водах р. Стир аналізували за даними вимірювань водно-радіохімічної лабораторії хімічного цеху та еколого-хімічної лабораторії служби охорони навколишнього середовища ВП «Рівненська АЕС» ДП НАЕК «Енергоатом», атестованими у сфері законодавчо регульованої метрології (свідоцтва про визнання вимірювальних можливостей № R-8/11-57-5 від 22.12.17 р. та № R-4/11-55/1 від 29.04.2022 відповідно), на двох ділянках водотоку: 1) р. Стир, вище скиду промислово-ливневої каналізації (ПЛК); 2) р. Стир, нижче скиду ПЛК. Вимірювання концентрації азоту амонійного (NH_4^+), нітритів (NO_2^-) та нітратів (NO_3^-) виконували фотометричним методом згідно з нормативними методиками виконання вимірювань [13–15].

Ряди даних спостережень складала результати щомісячного контролю азоту амонійного (NH_4^+), нітритів (NO_2^-) та нітратів (NO_3^-) у поверхневих водах р. Стир, впродовж 2018–2021 рр. Статистичні характеристики рядів даних передбачали виокремлення мінімального (min) та максимального (max) значення, обчислення середньоарифметичного (M), стандартної помилки середньоарифметичного ($\pm m$) та коефіцієнту варіації (C_v). Середні фактичні концентрації досліджуваних речовин порівнювали з ГДК для водойм рибогосподарського призначення ($\text{ГДК}_{\text{рибогосп}}$) [2].

Факторний аналіз проводили в межах пакету статистичного аналізу даних Statistica 8.0 з використанням функціональних можливостей Basic statistic (Descriptive Statistics), Multiple Regression, та Multivariate Exploratory Technigues (Factor Analysis) [16].

Виклад основного матеріалу дослідження. Статистичний аналіз даних лабораторного контролю дозволив помітити, що середні значення вмісту в воді р. Стир речовин азотної групи незначно відрізняються на ділянках водотоку до та після надходження стоків промислово-ливневої каналізації Рівненської АЕС (табл. 1).

Концентрації азоту амонійного (NH_4^+) та нітритів (NO_2^-) дещо зменшуються на ділянці після стоків ПЛК, відповідно на $0,04 \text{ мг/дм}^3$ та $0,08 \text{ мг/дм}^3$. Середні концентрації нітратів (NO_3^-) упродовж років спостережень лишаються на одному рівні, хоча при порівнянні їх екстремальних значень, відмічаються нижчі максимальні значення на ділянці після ПЛК на $0,05 \text{ мг/дм}^3$.

Таблиця 1

Описова статистика вмісту у воді речовин азотної групи на різних ділянках р. Стир, 2018–2021 рр.

Речовини	Статистичні параметри				
	M	$\pm m$	min	max	Cv
до промислово-ливневої каналізації РАЕС					
NH_4^+ , мг/дм ³	0,60	0,28	0,28	1,34	48,29
NO_3^- , мг/дм ³	0,09	0,01	0,02	0,27	61,43
NO_2^- , мг/дм ³	5,81	0,49	2,03	20,07	58,42
після промислово-ливневої каналізації РАЕС					
NH_4^+ , мг/дм ³	0,56	0,05	0,25	2,13	59,17
NO_3^- , мг/дм ³	0,09	0,06	0,02	0,22	52,74
NO_2^- , мг/дм ³	5,73	0,38	2,55	13,86	45,78

Порівняння середніх за кожен місяць упродовж років спостережень концентрацій речовин азотної групи з ГДК для водойм рибогосподарського призначення демонструє, що на ділянці до ПЛК РАЕС має місце невідповідність нормативам за азотом амонійним (NH_4^+) та нітритами (NO_2^-) (рис. 1).

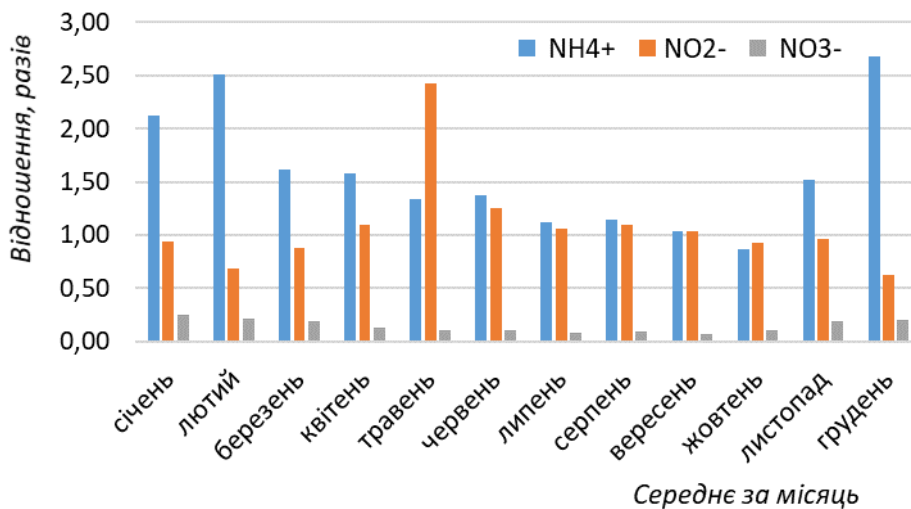


Рис. 1. Відношення фактичних концентрацій речовин азотної групи у воді р. Стир до ГДК_{рибогосп} на ділянці до ПЛК РАЕС, 2018–2021 рр.

При цьому концентрації азоту амонійного зростають переважно в холодний період, а концентрації нітритів – у теплий період року. Так, найсуттєвіше перевищення фактичних концентрацій азоту

амонійного (NH_4^+) – у 2,5 рази відносно $\text{ГДК}_{\text{рибогосп}}$ – відмічається у грудні, а найсуттєвіше перевищення нітритів (NO_2^-) – у 2,4 раза – в травні.

Аналогічна тенденція простежується і на ділянці р. Стир після стоків ПЛК РАЕС, однак самі рівні перевищення нормативів є нижчими (рис. 2).

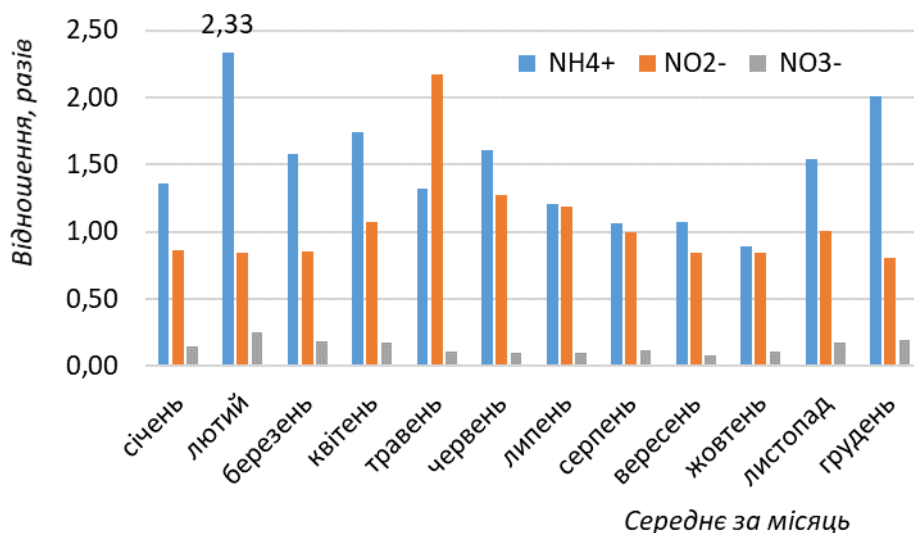


Рис. 2. Відношення фактичних концентрацій речовин азотної групи у воді р. Стир до $\text{ГДК}_{\text{рибогосп}}$ на ділянці після ПЛК РАЕС, 2018–2021 рр.

Так, найбільш суттєві перевищення фактичних концентрацій азоту амонійного (NH_4^+) – у 2,3 раза відносно $\text{ГДК}_{\text{рибогосп}}$ – мали місце в лютому, а найбільш суттєві перевищення нітритів (NO_2^-) – у 2,2 раза – в травні.

На обох ділянках відношення фактичних концентрацій нітратів (NO_3^-) до $\text{ГДК}_{\text{рибогосп}}$ свідчило про повну відповідність якості поверхневих вод нормативам.

У результаті регресійного аналізу було виявлено статистично значимий обернений зв'язок між концентраціями у воді азоту амонійного (NH_4^+) та нітратів (NO_3^-) на обох досліджуваних ділянках р. Стир (рис. 3, 4).

Ці речовини на ділянці річки до скиду ПЛК Рівненської АЕС мали статистично значимий ($p=0,0002$) обернений кореляційний зв'язок на рівні помітного ($r=-0,51$) із лінійним рівнянням залежності: $(\text{NO}_3^-) = 2,2051 + 6,0182 \cdot (\text{NH}_4^+)$ (рис. 3).

$$NO_2^- = 0,0947 - 0,0134 * x \quad (r = -0,0728; p = 0,6229; r^2 = 0,0053)$$

$$NO_3^- = 2,2051 + 6,0182 * x \quad (r = -0,5119; p = 0,0002; r^2 = 0,2621)$$

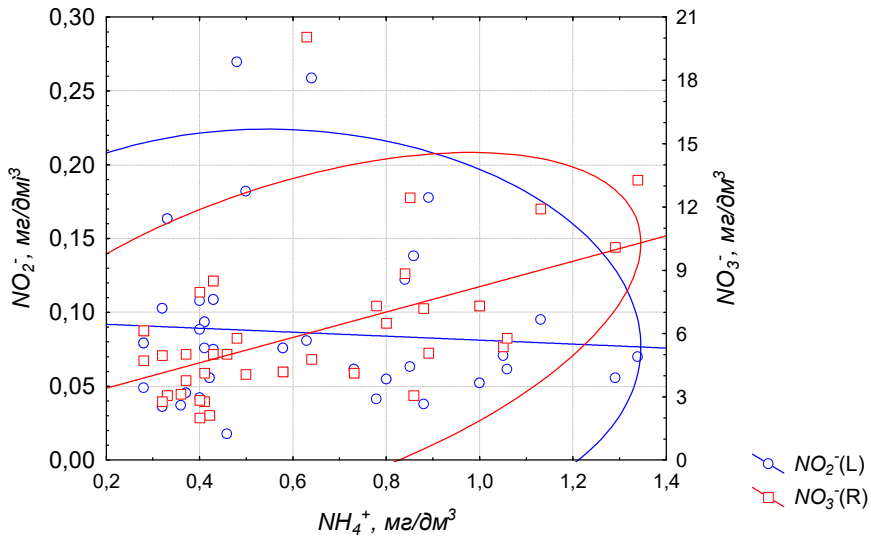


Рис. 3. Кореляційна залежність вмісту у воді речовин азотної групи на ділянці р. Стир до скиду ПЛК РАЕС

$$NO_2^- = 0,0889 - 0,007 * x \quad (r = -0,0518; p = 0,7267; r^2 = 0,0027)$$

$$NO_3^- = 3,6685 + 3,6755 * x \quad (r = -0,4650; p = 0,0009; r^2 = 0,2162)$$

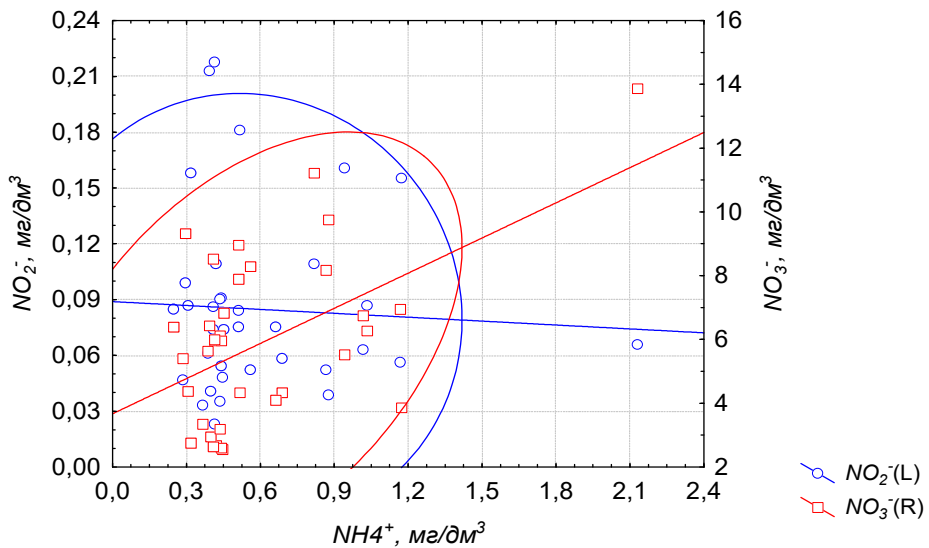


Рис. 4. Кореляційна залежність вмісту у воді речовин азотної групи на ділянці р. Стир після скиду ПЛК РАЕС

На ділянці річки після ПЛК, азот амонійний та нітрати мали статистично значимий ($p=0,0009$) обернений кореляційний зв'язок на рівні середнього ($r=-0,47$) із лінійним рівнянням залежності: $(NO_3^-) = 3,6685+3,6755 \cdot (NH_4^+)$ (рис. 4).

Натомість зв'язок між азотом амонійним та нітритами, а також між нітритами та нітратами в межах окремо взятих ділянок статистично не підтверджувався ($p>0,05$).

Коефіцієнти рангової кореляції Спірмена, що були визначені для оцінки тісноти зв'язку між концентраціями речовин на ділянці р. Стир до ПЛК (ознака-фактор) та на ділянці після ПЛК (результативна ознака), свідчать про високу, статистично значущу силу зв'язку між окремо взятими речовинами (табл. 2).

Таблиця 2

Кореляційна матриця коефіцієнтів Спірмена між концентраціями речовин азотної групи у воді р. Стир в зоні впливу РАЕС*

	$NH_4^+(1)$	$NO_2^-(1)$	$NO_3^-(1)$	$NH_4^+(2)$	$NO_2^-(2)$
$NO_2^-(1)$	-0,490				
$NO_3^-(1)$	0,916	-0,538			
$NH_4^+(2)$	0,867	-0,294	0,706		
$NO_2^-(2)$	-0,280	0,897	-0,305	-0,116	
$NO_3^-(2)$	0,839	-0,629	0,825	0,678	-0,434

*Примітка: (1) – на ділянці р. Стир до скиду ПЛК РАЕС; (2) – на ділянці р. Стир після скиду ПЛК РАЕС; жирним шрифтом позначено статистично значущі коефіцієнти кореляції ($p \leq 0,05$).

Так, коефіцієнт кореляції між вмістом азоту амонійного (NH_4^+) на першій та другій ділянках, тобто до та після впливу ПЛК РАЕС, становив 0,867. Відповідно між вмістом нітратів (NO_3^-) та нітритів (NO_2^-) – 0,825 та 0,897. Цілком очевидно, що така висока, статистично значуща тіснота зв'язку між концентраціями окремих речовин на досліджуваних ділянках річки може бути свідченням відсутності вагомих факторів антропогенного впливу на їх присутність у воді р. Стир після стоків ПЛК РАЕС.

Простежується також висока, статистично значуща тіснота зв'язку між вмістом у воді на ділянці до ПЛК азоту амонійного (NH_4^+) та вмістом у воді на ділянці після ПЛК нітратів (NO_3^-) – 0,839. Аналогічна ситуація відмічалась і в межах окремо взятих ділянок. Відомо, що нітрифікація, яка відноситься до окислення амонію (NH_4^+) до нітрату (NO_3^-) за участі мікроорганізмів нітрифікаторів, є звичайною реакцією у водному азотному циклі [17] і залежно від зовнішніх факторів впливу, в тому числі й різниці температури,

швидкість цих реакцій може зазнавати суттєвих змін [18], що часто використовується в гідроекологічній практиці як індикатор антропогенних змін середовища [19]. Іншими словами, співвідношення концентрацій азоту амонійного та нітратів на ділянках водойм із різним рівнем антропогенного навантаження можуть суттєво відрізнятись.

У випадку наших досліджень, подібність значень між концентраціями азоту амонійного та нітратів за середніми багаторічними даними спостережень, а також встановлений тісний, статистично значимий кореляційний зв'язок між цими речовинами на ділянках до та після ПЛК, можуть бути розцінені як доказ відсутності впливу стоків РАЕС на рівновагу між речовинами азотної групи. В такому разі цілком об'єктивно стверджувати про формування концентрацій речовин азотної групи у воді р. Стир під впливом виключно природних факторів.

Розміщення середніх багаторічних значень концентрацій речовин азотної групи у воді досліджуваних ділянок р. Стир на факторному полі дозволяє виділити дію двох факторів (рис. 5).

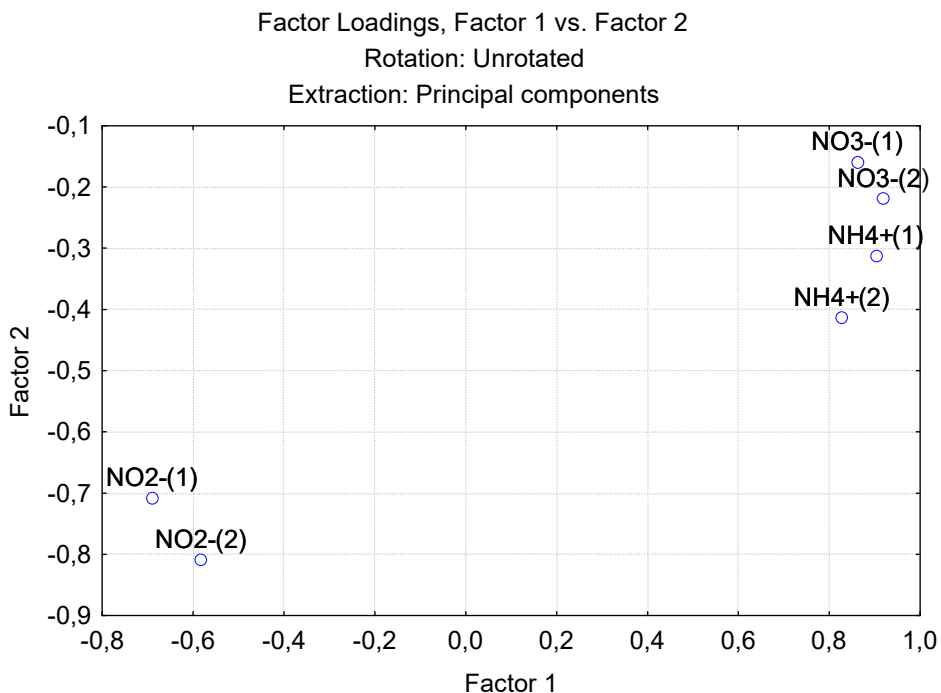


Рис. 5. Факторне навантаження на формування концентрацій речовин азотної групи у воді р. Стир: (1) – на ділянці до скиду ПЛК РАЕС; (2) – на ділянці після скиду ПЛК РАЕС

Привертає увагу той факт, що формування концентрацій азоту амонійного (NH_4^+) та нітратів (NO_3^-) має прямий вплив одного з двох можливих факторів (Factor 1), а на формуванні концентрацій нітритів позначається обернений вплив другого із можливих факторів (Factor 2).

Очевидно, що таке тяжіння до факторів може бути пояснено як участь відповідних речовин у процесах нітрифікації та денітрифікації у водному середовищі. Так, обернений зв'язок концентрацій нітритів (NO_2^-) із окремим від решти речовин фактором (Factor 2), найімовірніше, обумовлений сприятливими умовами водного середовища для повноцінного окиснення фіксованого азоту, адже нітрити, будучи результатом метаболізму анаеробних мікроорганізмів, підвищують концентрацію у водному середовищі за умов недостатньої кількості кисню [20]. Отже, відновлення нітратів (NO_3^-) до нітритів (NO_2^-) на досліджуваних ділянках річки відбувається без дефіциту кисню.

Водночас відновлення нітратів (NO_3^-) не відбувається повністю до газоподібного азоту (N_2). Присутність нітратів (NO_3^-) у воді завжди пов'язана з присутністю азоту амонійного (NH_4^+), що стехіометрично врівноважує баланс у водному циклі азоту [21]. Тому встановлене факторне навантаження (Factor 1) на концентрації азоту амонійного (NH_4^+) і нітратів (NO_3^-) також розцінено нами як доказ збалансованого процесу перетворення азоту на ділянках р. Стир у зоні впливу РАЕС.

Висновки. Середні багаторічні (2018–2021 рр.) значення вмісту у воді речовин азотної групи незначно відрізняються на ділянках р. Стир до та після надходження стоків промислово-ливневої каналізації Рівненської АЕС, із тенденцією підвищення концентрацій азоту амонійного (NH_4^+) у холодний період року та нітритів (NO_2^-) у теплий період року.

На обох досліджуваних ділянках простежується статистично значимий обернений зв'язок між концентраціями у воді азоту амонійного та нітратів ($r=-0,51$ та $r=-0,47$ відповідно) і відсутність зв'язку між азотом амонійним та нітритами. Високий кореляційний зв'язок між концентраціями окремих речовин до та після впливу ПЛК (за вмістом азоту амонійного (NH_4^+) – 0,867, нітратів (NO_3^-) – 0,825 та нітритів (NO_2^-) – 0,897) є свідченням відсутності вагомих факторів антропогенного впливу на їх присутність у воді р. Стир.

Оцінка факторного навантаження на розподіл та співвідношення концентрацій речовин азотної групи свідчить про збалансованість природного процесу відновлення та окиснення

азоту в циклі його перетворення у водному середовищі досліджуваних ділянок р. Стир.

У цілому результати досліджень свідчать про відсутність негативного впливу стоків ПЛК Рівненської АЕС на баланс азотних речовин, а отже, і відсутність прояву водно-екологічних реакцій на тепловиділення РАЕС, що в перспективі може бути доповнено оцінкою швидкості реакцій нітрифікації та денітрифікації за різних температурних умов упродовж окремих сезонів року.

1. СОУ НАЕК 067:2013. «Управление химическими технологиями. Водно-химический режим системы технического водоснабжения ответственных потребителей АЭС с ВВЭР. Общие требования». ДП «НАЕК «Енергоатом». 2013. 2. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. М. : Главрыбвод Минрыбхоза СССР, 1990. 96 с. 3. Singh S., Anil A. G., Kumar V., Kapoor D., Subramanian S., et al. Nitrates in the environment: A critical review of their distribution, sensing techniques, ecological effects and remediation. *Chemosphere*. 2022. Vol. 287. P. 131996. 4. Zhai Y., Lei Y., Wu J., Teng Y., Wang J., et al. Does the groundwater nitrate pollution in China pose a risk to human health? A critical review of published data. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016. Vol. 24. № 4. P. 3640–3653. 5. Tyagi S., Rawtani D., Khatri N., Tharmavaram M. Strategies for Nitrate removal from aqueous environment using Nanotechnology: A Review. *Journal of Water Process Engineering*. 2018. Vol. 21. P. 84–95. 6. Li W., Li C., Lin X., Liu Y., et al. Effects of operation mode on self-alkalization of high-load denitrifying reactor. *Bioresource Technology*. 2015. Vol. 187. P. 282–287. 7. Jaiswal D., Naaz N., Gupta S., Madhav K., et al. Diurnal oscillation in dissolved oxygen at sediment-water interface fuels denitrification-driven N removal in Ganga River. *Journal of Hydrology*. 2023. P. 129301. 8. Chini C. M., Logan L. H., Stillwell A. S. Grey water footprints of U.S. thermoelectric power plants from 2010–2016. *Advances in Water Resources*. 2020. Vol. 145. P. 103733. 9. He W., Lian J., Du H., Ma C. Source tracking and temperature prediction of discharged water in a deep reservoir based on a 3-D hydro-thermal-tracer model. *Journal of Hydro-environment Research*. 2018. Vol. 20. P. 9–21. 10. Hutchins D. A., Zhang Y., Warner M. E., Feng Y., et al. CO₂ control of *Trichodesmium* N₂ fixation, photosynthesis, growth rates, and elemental ratios: Implications for past, present, and future ocean biogeochemistry. *Limnology and Oceanography*. 2007. Vol. 52. No. 4. P. 1293–1304. 11. El-Ghorab E. A. S. Physical model to investigate the effect of the thermal discharge on the mixing zone (Case Study: North Giza Power Plant, Egypt). *Alexandria Engineering Journal*. 2013. Vol. 52(2). P. 175–185. 12. Xu D.,

Wang H., Han D., Chen A., et al. Phytoplankton community structural reshaping as response to the thermal effect of cooling water discharged from power plant. *Environmental Pollution*. 2021. Vol. 285. P. 117517. **13.** МВВ 081/12-0106-03. «Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації амоній-іонів фотоколориметричним методом з реактивом Неслера». Київ : Міністерство охорони навколишнього природного середовища, 2003. 16 с. **14.** КНД 211.1.4.023-95. «Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Гріса в поверхневих та очищених стічних водах. Київ : Міністерство охорони природного навколишнього середовища, 1995. 14 с. **15.** МВВ № 081/12-0651-09. «Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації нітрат-іонів фотоколориметричним методом». Київ : Міністерство охорони природного навколишнього середовища, 1995. 14 с. **16.** Бідюк П. І. Прикладна статистика : навч. посіб. Вінниця : ПП «ТД» Едельвейс і К», 2013. 304 с. **17.** Wang W., Yu Z., Wu Z., Song S., et al. Rates of nitrification and nitrate assimilation in the Changjiang River estuary and adjacent waters based on the nitrogen isotope dilution method. *Continental Shelf Research*. 2018. Vol. 163. P. 35–43. **18.** Irigoyen I., Muro J., Azpilikueta M., Aparicio-Tejo P., et al. Ammonium oxidation kinetics in the presence of nitrification inhibitors DCD and DMPP at various temperatures. *Soil Research*. 2003. Vol. 41, № 6. P. 1177. **19.** Smith I., Schallenberg M. Occurrence of the agricultural nitrification inhibitor, dicyandiamide, in surface waters and its effects on nitrogen dynamics in an experimental aquatic system. *Agriculture. Ecosystems & Environment*. 2013. Vol. 164. P. 23–31. **20.** Babbin A. R., Keil R. G., Devol A. H., Ward B. B. Organic Matter Stoichiometry, Flux, and Oxygen Control Nitrogen Loss in the Ocean. *Science*. 2014. Vol. 344. № 6182. P. 406–408. **21.** Babbin A. R., Buchwald C., Morel F., Wankel S. D., et al. Nitrite oxidation exceeds reduction and fixed nitrogen loss in anoxic Pacific waters. *Marine Chemistry*. 2020. Vol. 224. P. 103814.

REFERENCES:

1. SOU NAEK 067:2013. «Upravlenie himicheskimi tehnologiyami. Vodno-himicheskiiy rejim sistemyi tehnikeskogo vodosnabjeniya otvetstvennyih potrebiteley AES s VVER. Obschie trebovaniya». DP «NAEK «Energoatom». 2013. **2.** Obobschennyiy perechen predelno-dopustimyyih kontsentratsiy (PDK) i orientirovochno bezopasnyih urovney vozdeystviya (OBUV) vrednyih veschestv dlya vodyi rybohozyaystvennyih vodoemov. M. : Glavryibvod Minryibhoza SSSR, 1990. 96 s. **3.** Singh S., Anil A. G., Kumar V., Kapoor D., Subramanian S., et al. Nitrates in the environment: A critical review of their distribution, sensing techniques, ecological effects and remediation. *Chemosphere*. 2022. Vol. 287. P. 131996. **4.** Zhai Y., Lei Y., Wu J., Teng Y., Wang J., et al. Does the groundwater nitrate pollution in China pose a risk to human health? A critical

review of published data. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016. Vol. 24. № 4. P. 3640–3653. **5.** Tyagi S., Rawtani D., Khatri N., Tharmavaram M. Strategies for Nitrate removal from aqueous environment using Nanotechnology: A Review. *Journal of Water Process Engineering*. 2018. Vol. 21. P. 84–95. **6.** Li W., Li C., Lin X., Liu Y., et al. Effects of operation mode on self-alkalization of high-load denitrifying reactor. *Bioresource Technology*. 2015. Vol. 187. P. 282–287. **7.** Jaiswal D., Naaz N., Gupta S., Madhav K., et al. Diurnal oscillation in dissolved oxygen at sediment-water interface fuels denitrification-driven N removal in Ganga River. *Journal of Hydrology*. 2023. P. 129301. **8.** Chini C. M., Logan L. H., Stillwell A. S. Grey water footprints of U.S. thermoelectric power plants from 2010–2016. *Advances in Water Resources*. 2020. Vol. 145. P. 103733. **9.** He W., Lian J., Du H., Ma C. Source tracking and temperature prediction of discharged water in a deep reservoir based on a 3-D hydro-thermal-tracer model. *Journal of Hydro-environment Research*. 2018. Vol. 20. P. 9–21. **10.** Hutchins D. A., Zhang Y., Warner M. E., Feng Y., et al. CO₂ control of *Trichodesmium* N₂ fixation, photosynthesis, growth rates, and elemental ratios: Implications for past, present, and future ocean biogeochemistry. *Limnology and Oceanography*. 2007. Vol. 52. No. 4. P. 1293–1304. **11.** El-Ghorab E. A. S. Physical model to investigate the effect of the thermal discharge on the mixing zone (Case Study: North Giza Power Plant, Egypt). *Alexandria Engineering Journal*. 2013. Vol. 52(2). P. 175–185. **12.** Xu D., Wang H., Han D., Chen A., et al. Phytoplankton community structural reshaping as response to the thermal effect of cooling water discharged from power plant. *Environmental Pollution*. 2021. Vol. 285. P. 117517. **13.** MVV 081/12-0106-03. «Poverkhnevi, pidzemni ta zvorotni vody. Metodyka vykonannia vymiriuvan masovoi kontsentratsii amoniiioniv fotokolorymetrychnym metodom z reaktyvom Neslera». Kyiv : Ministerstvo okhorony navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha, 2003. 16 s. **14.** KND 211.1.4.023-95. «Metodyka fotometrychnoho vyznachennia nitrytioniv z reaktyvom Hrisa v poverkhnevyykh ta ochyshchenykh stichnykh vodakh. Kyiv : Ministerstvo okhorony pryrodnoho navkolyshnoho seredovyscha, 1995. 14 s. **15.** MVV № 081/12-0651-09. «Vody zvorotni, poverkhnevi, pidzemni. Metodyka vykonannia vymiriuvan masovoi kontsentratsii nitrationiv fotokolorymetrychnym metodom». Kyiv : Ministerstvo okhorony pryrodnoho navkolyshnoho seredovyscha, 1995. 14 s. **16.** Bidiuk P. I. Prykladna statystyka : navch. posib. Vinnytsia : PP «TD» Edelweis i K», 2013. 304 s. **17.** Wang W., Yu Z., Wu Z., Song S., et al. Rates of nitrification and nitrate assimilation in the Changjiang River estuary and adjacent waters based on the nitrogen isotope dilution method. *Continental Shelf Research*. 2018. Vol. 163. P. 35–43. **18.** Irigoyen I., Muro J., Azpilikueta M., Aparicio-Tejo P., et al. Ammonium oxidation kinetics in the presence of nitrification inhibitors DCD and DMPP at various temperatures. *Soil Research*. 2003. Vol. 41, № 6. P. 1177. **19.** Smith I., Schallenberg M. Occurrence of the

agricultural nitrification inhibitor, dicyandiamide, in surface waters and its effects on nitrogen dynamics in an experimental aquatic system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2013. Vol. 164. P. 23–31. **20.** Babbin A. R., Keil R. G., Devol A. H., Ward B. B. Organic Matter Stoichiometry, Flux, and Oxygen Control Nitrogen Loss in the Ocean. *Science*. 2014. Vol. 344. № 6182. P. 406–408. **21.** Babbin A. R., Buchwald C., Morel F., Wankel S. D., et al. Nitrite oxidation exceeds reduction and fixed nitrogen loss in anoxic Pacific waters. *Marine Chemistry*. 2020. Vol. 224. P. 103814.

Biedunkova O. O., Doctor of Biological Sciences, Professor,
Kuznietsov P. M., Post-graduate Student (National University of Water and Environmental Engineering, Rivne)

FACTOR ANALYSIS OF THE DYNAMICS OF NITROGEN SUBSTANCES IN THE WATER OF THE STYR RIVER IN THE ZONE OF INFLUENCE OF THE RIVNE NPP

The impact of nuclear energy on the environment is a topical issue. This is due to the fact that the inflow of return cooling water to the surface waters of reservoirs-water receivers always contains a residual amount of thermal energy. In combination with a whole complex of natural factors, this can cause negative changes in water and ecological processes. In particular, there is a violation of the balance of substances of the nitrogen group. The purpose of the article was to conduct a factorial analysis of the dynamics of nitrogen substances in the water of the Styr River in the area of influence of the Rivne NPP and to evaluate the manifestation of the ecological effect of discharges of waste water with residual thermal energy. The series of data observations consisted of the results of monthly monitoring of ammonium nitrogen (NH_4^+), nitrites (NO_2^-) and nitrates (NO_3^-) in the areas of the Styr River before and after the discharge of industrial storm sewers of the RAPP during 2018–2021. It was found that the average values content in the water of the river Styr of substances of the nitrogen group slightly differ in the studied areas. A trend of increasing concentrations of ammonium nitrogen (NH_4^+) in the cold period of the year and nitrite (NO_2^-) in the warm period of the year was noted. A statistically significant inverse regression relationship was established between the concentrations of ammonium nitrogen and nitrates in water ($r=-0.51$ and $r=-0.47$, respectively) and the absence

of a relationship between ammonium nitrogen and nitrites and a high correlation by content ammonium nitrogen (NH_4^+) – 0.867, nitrates (NO_3^-) – 0.825 and nitrites (NO_2^-) – 0.897 in separate areas. The factor load on the concentrations of substances was estimated. The balance of the natural process of nitrogen reduction and oxidation in the cycle of its transformation in the water environment of the studied sections of the Styr River was noted. It was concluded that there is no negative impact of the effluents of industrial and storm sewers of the Rivne NPP on the balance of nitrogenous substances. It is asserted that there is no manifestation of water-ecological reactions to the heat release of the RNPP.

***Keywords:* water environment; ammonium nitrogen; nitrates; nitrites; industrial storm sewerage; nuclear power plant.**