

Науковий часопис Національного педагогічного університету імені М.П. Драгоманова.  
Серія 20. Біологія. – 2013. – випуск 5. – С. 211 – 217

УДК 556.314+543.321

**І.В. Бриндзя**

Дрогобицький державний педагогічний університет імені Івана Франка  
вул. Шевченка, 23, м. Дрогобич, 82100

## **СЕЗОННА ДИНАМІКА НЕОРГАНІЧНИХ СПОЛУК НІТРОГЕНУ У ВОДІ З КРИНИЦЬ НА ПРИКАРПАТТІ**

*Питна вода, криниці, нітрати, нітрити, нітроген амонійний, Прикарпаття.*

Проблема забезпечення населення якісною питною водою у зв'язку з глобальним та локальними забрудненнями довкілля перебуває в полі зору вчених та практиків [6]. Особливо гострою ця проблема є для Прикарпатського регіону, оскільки основним джерелом водопостачання і надалі залишаються колодязі та поверхневі води, споживання яких пов'язано з як з техногенною і сільськогосподарською, так і з рекреаційно-курортною експлуатацією природних ресурсів цієї території [2]. Це спонукало здійснити ретельний аналіз якості питної води за такими її показниками як вміст нітратів, нітритів та амонію, оскільки вони найчастіше спричиняють погіршення якості питної води та негативно впливають на здоров'я людей.

### **Матеріали і методи досліджень**

Об'єктом дослідження була вода з криниць Прикарпаття, територію якого ми умовно розподілили за характером антропогенного навантаження на чотири зони: техногенну, рекреаційну, агронавантажену та урбонавантажену [2,4]. Усі досліджувані криниці мають облицювання з бетонних кілець, а глибина до водного дзеркала коливається від 5 до 12 м. Для визначення вмісту нітратів, нітритів та амонію було взято проби води з криниць на глибині 1–2 м.

Дослідження проводилося з березня 2011 року по лютий 2012 р.

Уміст **нітратів** визначали колориметрично з фенолдисульфокислотою до утворення нітровмісного фенолу жовтого кольору [3]. Хлориди вилучали додаванням сульфату срібла. Для аналізу проб відбирали 100 мл прозорого фільтрату (вміст нітратного азоту в цьому об'ємі не має перевищувати 0,6 мг), додавали розчин сульфату срібла в кількості, еквівалентній вмісту хлорид-іону в досліджуваній пробі, випаровували в фарфоровій чашці на водяній бані. Після охолодження сухого залишку додавали в чашку 2 мл розчину фенолдисульфатної кислоти і розтирали скляною паличкою до повного розчинення. Далі додавали 20 мл дистильованої води і 5-6 мл концентрованого розчину аміаку. Отриманий розчин колориметрували, вимірюючи оптичну густину досліджуваної проби в тих самих умовах, що й за побудови калібрувальної кривої.

Уміст нітратів (X) в мг/дм<sup>3</sup> вираховували за формулою в перерахунку на нітратний азот:

$$X = \frac{C \cdot V_1}{V}$$

де С – вміст нітратів, отриманий за калібрувальним графіком або на шкалі стандартних розчинів, мг/дм<sup>3</sup>; V<sub>1</sub> – об'єм забарвленої проби (100 або 50 мл); V – об'єм проби, взятої для аналізу, мл.

Уміст **нітритів** визначали на основі здатності нітритів діазотувати сульфатну кислоту (реактив Грісса) з 1-нафтиламіном червоно-фіолетового кольору [1]. За наявності у воді нітритів (більше, ніж 0,3 мг/дм<sup>3</sup>) у пробі її розводили. У разі мутності воду освітлювали гідроксидом алюмінію. До 50 мл досліджуваної води додавали 2 мл розчину реактиву Грісса і перемішували. Через 40 хв. розчин фотометрували при довжині хвилі 520 нм щодо розчину порівняння (дистильована вода з доданим реактивом Грісса) [3]. Масову концентрацію нітритів (X<sub>1</sub>) в мг/дм<sup>3</sup>) вираховували за формулою:

$$X_1 = \frac{C \cdot 50}{V}$$

де С - масова концентрація, знайдена за градувальним графіком, мг/дм<sup>3</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>; V-об'єм проби, взятий для аналізу, мл; 50 – об'єм стандартного розчину, мл.

Уміст **амонію** визначали фотометричним методом за якісною реакцією з реактивом Неслера [3]. У мірну колбу місткістю 50 мл вносили об'єм досліджуваного розчину, що вміщував 5 – 40 мкг амонійного нітрогену, додаючи 1 мл реактиву Неслера; довівши об'єм дистильованою водою до риски, перемішували. Через 3 хв вимірювали оптичну густину розчину на ФЕК з синім світлофільтром (X=400 – 430 нм) в кюветі з товщиною поглинального шару 50 мм. Масу амонійного нітрогену в пробі визначали за градувальним графіком. Масову концентрацію амонійного азоту X обчислювали за формулою:

$$X = \frac{m \cdot 1000}{V}, \text{ мкг/л}$$

де m - маса амонійного нітрогену в пробі, визначена за графіком, мкг; V - об'єм аналізованого розчину, використаного для аналізу, мл.

Одержані дані було піддано статистичній обробці [5].

### Результати досліджень та їх обговорення

Трансформацію сполук азоту у водному середовищі зображено на рис.1.

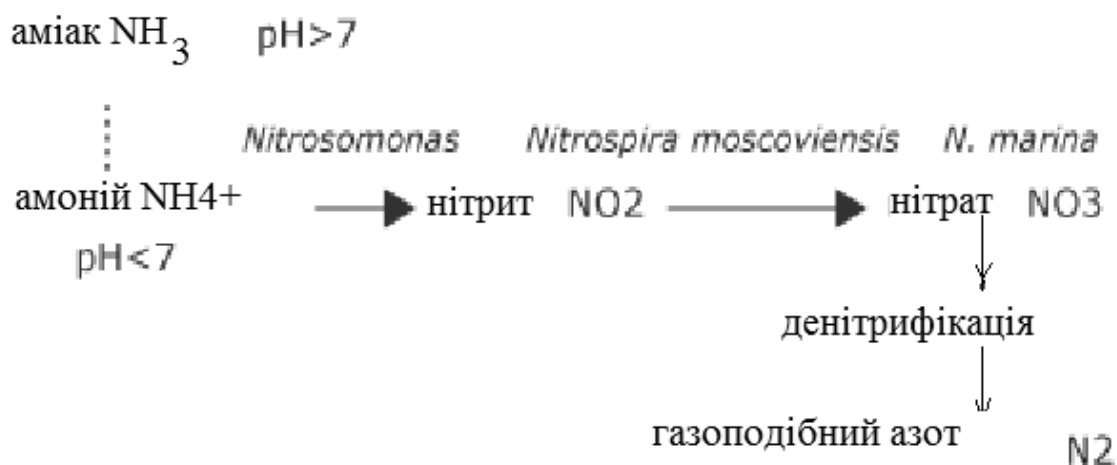


Рис.1. Схема трансформації неорганічних сполук нітрогену у водному середовищі

Варто зазначити, що швидкість кожної із стадій процесу різна, найповільніша – остання – денітрифікація. Тому наявність тих чи інших форм сполук азоту в природних водах залежить від низки чинників, а саме: швидкості надходження органічної речовини, активності та чисельності різних форм мікроорганізмів, які регулюють стадії трансформації, температури, присутності антибіотиків та розчиненого кисню тощо.

Уміст іонів  $\text{NO}_2^-$  у воді досліджуваної території коливався в межах  $0,0005 - 0,009 \text{ мг/дм}^3$ . У воді техногенної території концентрація нітритів знаходилася в кількостях, значно нижчих від ГДК рибогосподарських ( $0,08 \text{ мг/дм}^3$ ). Протягом березня вміст іонів  $\text{NO}_2^-$  коливався в межах  $0,0038 \text{ мг/дм}^3$ , хоча подальші дослідження дали змогу виявити зменшення цього показника майже вдвічі до  $0,0021 \text{ мг/дм}^3$  (травень). Протягом наступного періоду спостерігалось поступове збільшення концентрації нітритів і у серпні вона досягла максимальних значень  $0,0091 \text{ мг/дм}^3$ . Упродовж осіннього періоду вміст іонів  $\text{NO}_2^-$  різко зменшився і досяг мінімальних значень у лютому  $0,001 \text{ мг/дм}^3$  (рис.2).

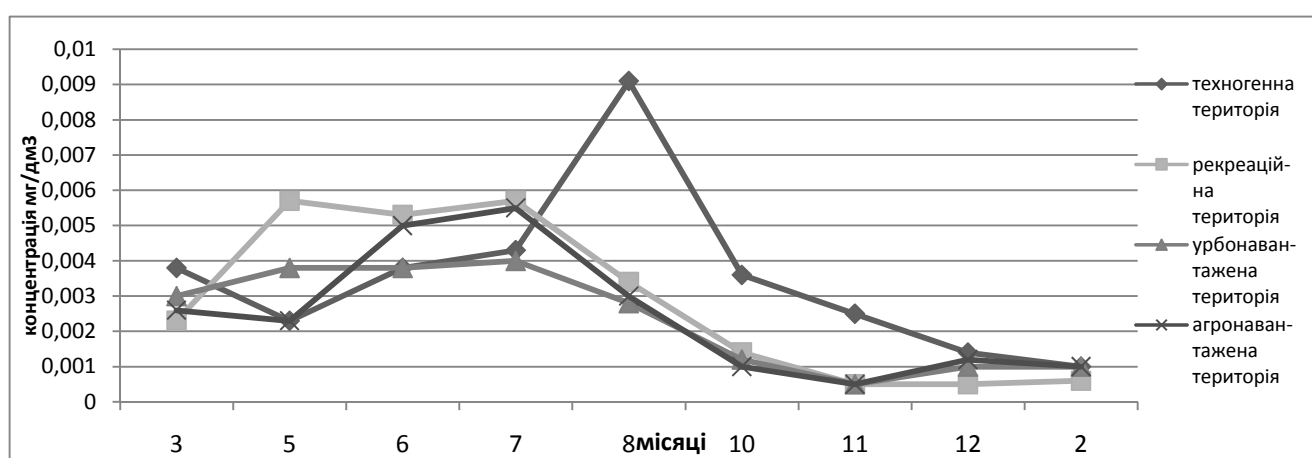


Рис. 2. Уміст нітритів в колодезній воді на території Прикарпаття

З початку дослідження у воді рекреаційної території вміст нітритів знаходився в межах  $0,0023 \text{ мг/дм}^3$  (березень), хоча надалі його концентрація різко зросла у 2,5 рази і досягла максимальних значень у травні-липні  $0,0057 \text{ мг/дм}^3$  (рис.2). Упродовж наступного періоду спостерігалось поступове зменшення вмісту  $\text{NO}_2^-$  до мінімальних значень у листопаді  $0,0005 \text{ мг/дм}^3$ . Протягом листопада-лютого його концентрація була стабільно низькою.

У воді урбановантаженої території протягом березня концентрація іонів  $\text{NO}_2^-$  коливалася в межах  $0,0023 \text{ мг/дм}^3$ , але протягом літнього періоду спостерігалось зростання вмісту цього показника у воді і в липні він досяг максимальних значень  $0,004 \text{ мг/дм}^3$ . Протягом наступного періоду вміст  $\text{NO}_2^-$  різко зменшився до мінімальних значень у листопаді –  $0,0005 \text{ мг/дм}^3$ . Упродовж зимового періоду концентрація нітритів у воді була стабільною і знаходилася в межах  $0,00055 \text{ мг/дм}^3$  (рис. 2.).

Концентрації  $\text{NO}_2^-$  у воді з колодезів агровантаженої території протягом досліджуваного періоду то знижувалася (з березня по травень – від  $0,0026 \text{ мг/дм}^3$  до  $0,0023 \text{ мг/дм}^3$ ), то підвищувалася (в червні – до  $0,005 \text{ мг/дм}^3$ ). Максимальні значення цього показника спостерігали у липні –  $0,0055 \text{ мг/дм}^3$  (рис. 2.). Восени відбулося стрімке зниження концентрації нітритів у десятки разів до мінімальних значень у листопаді ( $0,0005 \text{ мг/дм}^3$ ), після чого протягом грудня його концентрація знову дещо зросла до  $0,001 \text{ мг/дм}^3$ , хоча була значно нижчою від ГДК.

Нітрити як продукт біохімічного окиснення амонію є сполуками нестійкими і виявляються лише при порівняно свіжому забрудненні джерела. Бактерії роду *Nitrosomonas* окислюють йони амонію до  $\text{NO}_2^-$ , а бактерії роду *Nitrobacter* далі окислюють  $\text{NO}_2^-$  в  $\text{NO}_3^-$ . У зрілих, сформованих, неперушених екосистемах процеси утворення нітратів бактеріями та їх вживання рослинами збалансовані, і нітрит-йон не накопичується у великих кількостях. Численні дані, наведені в науковій літературі, свідчать, що будь-яке вторгнення в природні ґрунти призводить до значної активізації нітрифікуючого процесу [6].

У водних екосистемах бактерії-нітрифікатори входять або до складу перифітону, або є компонентами донного мулу [1]. Представники першої фази нітрифікації розвиваються, як правило, в перифітоні разом з бактеріями-амоніфікаторами. Тому в збалансованій водній екосистемі аміак, який утворюється в процесі розкладання органічних речовин, миттєво засвоюється на місці виникнення, а тому поява у воді амонію часто пов'язана з розвитком планктонних амоніфікаторів. Унаслідок невисокої швидкості метаболічних процесів у бактеріях-нітрифікаторах порівняно з амоніфікаторами, їх чисельність стабілізується повільніше. Індикатором стабілізації та збалансування фаз нітрифікації є ознака зникнення із води нітритів. Швидкість метаболізму бактерій-нітрифікаторів приблизно втричі нижча, ніж амоніфікаторів [6].

Концентрація іонів амонію у воді досліджуваних територій коливалася в межах  $0,3 - 8,9 \text{ мг/дм}^3$  (рис. 3).

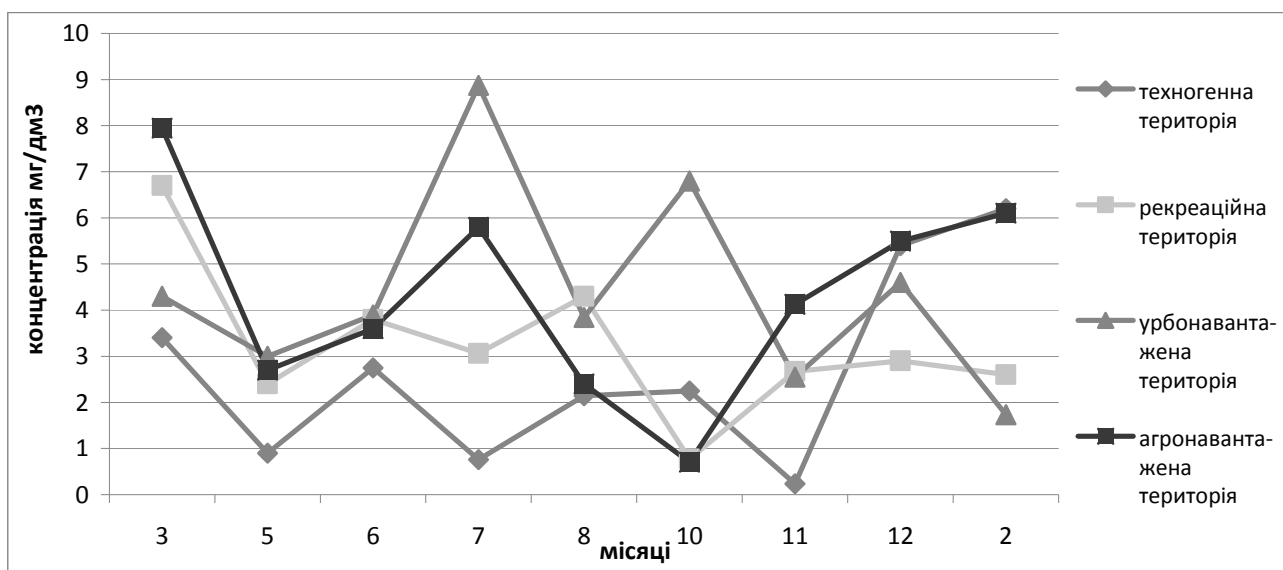


Рис. 3. Уміст іонів амонію в колодязній воді на території Прикарпаття

У воді техногенної території протягом березня вміст іонів амонію становив  $3,5 \text{ мг/дм}^3$ , у травні його вміст зменшився втричі, а протягом червня знову зріс. Протягом липня–жовтня вміст  $\text{NH}_4^+$  знову підвищився до  $2,1 \text{ мг/дм}^3$ , проте уже в листопаді він знову зменшився до мінімальних значень –  $0,3 \text{ мг/дм}^3$ . Протягом листопада – лютого спостерігалось стрімке зростання його концентрації до максимальних значень –  $6,1 \text{ мг/дм}^3$ .

У воді рекреаційної території спостерігали то незначне підвищення, то різке зниження у 2–3 рази до  $2,7 - 3,0 \text{ мг/дм}^3$  (липень) концентрації  $\text{NH}_4^+$ . Максимальні значення цього показника було відзначено у березні ( $6,7 \text{ мг/дм}^3$ ) та серпні ( $4,2 \text{ мг/дм}^3$ ), протягом жовтня спостерігається зниження цього показника до мінімальних значень

(0,8 мг/дм<sup>3</sup>), однак надалі концентрація NH<sub>4</sub><sup>+</sup> дещо підвищується (до 2,8 – 3,0 мг/дм<sup>3</sup>), а протягом листопада-лютого цей показник знову був стабільно низьким.

Концентрація NH<sub>4</sub><sup>+</sup> у воді урбанавантаженої території на початок дослідження (березень) становила 4,2 мг/дм<sup>3</sup> і в травні досягла 3,0 мг/дм<sup>3</sup>. Протягом наступного періоду дослідження спостерігалось стрімке підвищення показника до максимальних значень – 8,9 мг/дм<sup>3</sup> (липень), а у наступні періоди дослідження цей показник то знижувався, досягнувши значення 3,8 мг/дм<sup>3</sup> (серпень), 2,8 мг/дм<sup>3</sup> (листопад), 1,8 мг/дм<sup>3</sup> (лютий), то знову підвищувався: 6,8 мг/дм<sup>3</sup> (жовтень), 4,5 мг/дм<sup>3</sup> (грудень).

У воді агроавантаженої території вміст амонію протягом березня був максимальним – 8,0 мг/дм<sup>3</sup>. У подальшому спостерігалось стрімке зниження цього показника до 2,7 мг/дм<sup>3</sup> (травень), підвищення у липні (5,8 мг/дм<sup>3</sup>), знову стрімко знизився у жовтні і досяг мінімальних значень (1,8 мг/дм<sup>3</sup>), однак з листопада по лютий концентрація NH<sub>4</sub><sup>+</sup> знову стрімко зростає – 6,0 мг/дм<sup>3</sup>.

Наявність йонів амонію в ґрунтових водах – результат діяльності мікроорганізмів. У деяких випадках вони можуть утворюватися внаслідок анаеробного відновлення нітритів та нітратів. Підвищений вміст йонів амонію свідчить про погіршення санітарного стану води. Зростання концентрації зумовлене надходженням у ґрунтові води господарсько-побутових стічних вод, азотних і органічних добрив. Високий вміст амонійного азоту у воді криниць часто супроводжується присутністю й інших небажаних речовин, наприклад, марганцю, заліза, сірководню тощо.

Третім компонентом в системі взаємоперетворень сполук нітрогену є нітрати, що роблять воду небезпечною, зокрема для дітей, тому що при перевищенні вмісту у воді вище санітарної норми призводять до тяжких захворювань, зокрема, до водно-нітратної метгемоглобінемії, яка може призвести до летального наслідку [7].

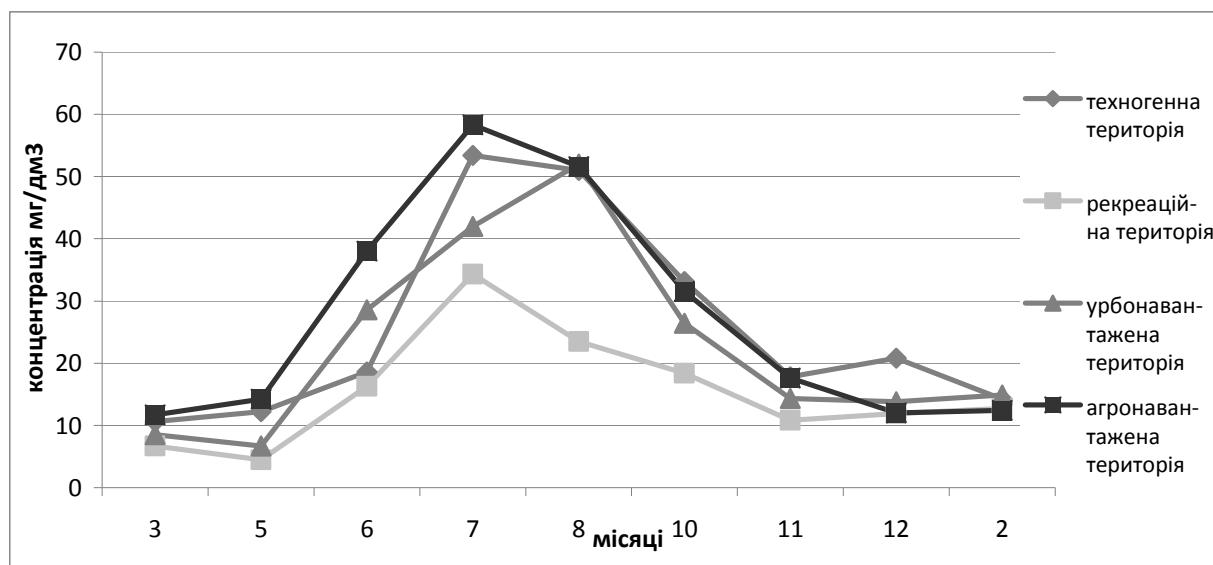


Рис. 4. Уміст нітратів у воді на території Прикарпаття

Уміст нітратів у переважній більшості проаналізованих проб води на досліджуваних територіях становив 4,5 – 58,3 мг/дм<sup>3</sup> (рис. 4). Простежується тенденція до підвищення показника в літньо-осінній період (у деяких випадках спостерігається незначне перевищення ГДК, 40,0 мг/дм<sup>3</sup>) та зниження в зимово-весняний.

Концентрація іонів NO<sub>3</sub><sup>-</sup> у воді техногенної території протягом весняного періоду була мінімальною (10 мг/дм<sup>3</sup>), проте з червня розпочалося стрімке збільшення

цього показника. Уміст нітратів у максимальних кількостях був у липні (52,3 мг/дм<sup>3</sup>). Осінній період характеризується поступовим зниженням вмісту NO<sub>3</sub><sup>-</sup> у листопаді до 12,5 мг/дм<sup>3</sup>. Протягом грудня його концентрація дещо зросла, хоча у лютому знову знизилася майже вдвічі.

У воді рекреаційної території вміст нітратів був суттєво нижчим, ніж у воді криниць агроавантаженої, урбонавантаженої та техногенної територій (рис.4). Найнижчими цей показник був у березні-травні (4,5 – 8 мг/дм<sup>3</sup>). Протягом червня-липня його концентрація зросла у чотири рази і досягла максимального значення (34,3 мг/дм<sup>3</sup>). У наступні періоди дослідження відбулося спочатку поступове зниження його концентрації, а потім (листопад-лютий) – зростання (10 – 13 мг/дм<sup>3</sup>).

Уміст нітратів у воді урбонавантаженої території у весняний період коливався в межах 6-8,7 мг/дм<sup>3</sup>. З травня його концентрація починає стрімко зростати і вже у серпні вона становить 52 мг/дм<sup>3</sup>, що у 5 – 6 разів більше, ніж у березні-квітні. Протягом жовтня концентрація NO<sub>3</sub><sup>-</sup> знижується вдвічі, а у зимовий період спадає до 13,8 – 14,9 мг/дм<sup>3</sup>.

У воді агроавантаженої території протягом березня-травня вміст нітратів коливався в межах 10 – 12 мг/дм<sup>3</sup>, хоча улітку спостерігали різке зниження його концентрації. У липні вміст NO<sub>3</sub><sup>-</sup> досяг максимальних величин і становив 58,3 мг/дм<sup>3</sup>, що перевищує значення ГДК (рис. 4). Восени ситуація стабілізувалася, і вже у жовтні концентрація нітратів знизилася у 5 – 6 разів. Протягом грудня-лютого цей показник був стабільним і перебував у межах 12–14 мг/дм<sup>3</sup>.

Нітрати є проміжним продуктом розкладання органічних речовин. Ланцюг біохімічних перетворень "амоніфікація – нітрифікація – денітрифікація" може бути призупинений на певній стадії, це залежить від зовнішніх умов. Розкладання органіки в аеробних умовах збагачує розчини нітратами (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) та нітритами (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), які інтенсивно поглинаються рослинами [7]. Проникнувши з потоками води глибше за кореневий шар, ці сполуки не затримуються вбирним комплексом ґрунту, а потрапляють у ґрунтові води і мігрують із їх потоком. Саме такий механізм прийнято вважати найвірогіднішим шляхом забруднення вод.

### Висновки

Вміст нітритів і нітратів у колодязях Прикарпаття суттєво зростає, сягаючи значень, близьких ГДК, з травня до липня, є стабільно високим у серпні та вересні, але суттєво знижується восени. Це може бути пов'язано з надходженням до криниць забрудненої цими сполуками води з ґрунтовими та змивними (дощовими і поливними) водами. Другий невеликий пік підвищення вмісту нітрат- і нітрит- іонів, нижчий від «літнього» максимуму у 3-5 разів, спостерігається у грудні, що, мабуть, пов'язано з розкладанням органічних речовин біоти, яка мешкає у водному середовищі криниць. Щодо йонів амонію, то весняні, літні та зимові максимуми їх вмісту можуть виникати як унаслідок трансформації органічних речовин у воді криниць, змивних процесів, так і як локальні флуктуації, пов'язані з метаболізмом водних організмів, насамперед, водоростей і водяних рослин, які мешкають у криницях.

Проведене дослідження криничної води дає змогу стверджувати, що населення Прикарпаття споживає питну воду з почасти високим вмістом нітратів, іонів амонію, що, зокрема, найбільш виражено для техногенних, урбо- та агроавантажених територій. Дещо кращою якістю води у колодязях рекреаційних територій.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Афанасьев Н.А. Экспериментальное изучение миграции нитратов /Н.А. Афанасьев // Агроценозы степной зоны. – Новосибирск, 1984. – С. 50-55.
2. Бриндзя І.В. Оцінка якості поверхневих вод Прикарпаття за її фізико-хімічними показниками / І. В. Бриндзя // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія Біологія, 2011 №2 (47). – С. 7 – 11.
3. Вода питьевая. Методы анализа. Государственные стандарты Союза ССР. – М., 1984. – 348 с.
4. Куценко С.А. Основы токсикологии / С.А. Куценко // – С. Пб., 2002. – 818 с.
5. Лакин Г.Ф. Биометрия / Г.Ф. Лакин // – М.: Высш. школа, 1990. – 352 с.
6. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии / В.Д. Романенко. – Київ: Оберег, 2001. – 728 с.
7. Тараріко О. Г. Нітратне забруднення поверхневих та ґрунтових вод у агроландшафтах лісостепу України / О. Г. Тараріко, С. С. Коломієць, М. В. Яцик // Донецький вісник Наук. тов-ва ім. Т. Шевченка. – Т. 20: Мат. Всеукр. наук.-практ. конф. "Медико-біологічні студії екосистем", 4–5 січня 2008 р., м. Донецьк. – Донецьк, 2008. – С. – 48.
8. Чибисова Н.В. Практикум по экологической химии: Учебное пособие / Н.В. Чибисова. – Калинингр. ун-т. – Калининград, 1999. – 94 с.

**И.В. Брындзя**

### **СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА НЕОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ НИТРОГЕНА В ВОДЕ ИЗ КОЛОДЦЕВ НА ПРИКАРПАТЬЕ**

В статье проанализирована годовая динамика содержания нитратов, нитритов и азота аммонийного, в воде колодцев, которые находятся на территории Прикарпатья. А также проведенная оценка качества питьевой воды по данным показателям

**I.V. Bryndzya**

### **SEASONAL DYNAMICS OF INORGANIC NITROGEN COMPOUNDS IN WELL WATER ON PRECARPATHIANS**

The annual dynamics of nitrates, nitrites content and content of ammonia nitrogen in well water on the territory of Precarpathians is analyzed in the article. Estimation of quality of drinking water, based on these indexes, was also conducted.

Надійшла 20.11.2012