

только такие количественные и качественные изменения, которые придают биосистеме новые свойства, сформированность которых является результатом эквифинальности этой же системы.

Ключевые слова: ионы металлов, адаптация, гидробионты, водная среда

V. V. Grubinko

Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

ADAPTIVE STRATEGIES OF TOXICORESISTENCE TO METALS IN HYDROBIONTS

Discusses the problem of evolutionary formation of strategies of physiological and biochemical adaptation of aquatic organisms to metal ions of the water environment. It is established that the biochemical mechanism of the stress response to the toxic effects of metal ions is the induction of generalized fluctuation dynamics of physiological and biochemical processes as the factor of urgent adaptation, and as a result, generate sustainable adaptive response - an internal reaction of the system on the type of feedback. Criteria of adaptation (formation of the adaptive system functions) can be only such quantitative and qualitative changes, which give the biosystem of new properties, the formation of which is the result of equifinality the same system.

Key words: metal ions, adaptation, hydrobionts, aquatic environment

Рекомендують до друку

Надійшла 17.02.2017

М. М. Барна, Н. М. Дробик

УДК 502.51:546.17

І. Л. СУХОДОЛЬСЬКА

Рівненський державний гуманітарний університет
вул. Ст. Бандери, 12, Рівне, 33028

ВТОРИННЕ ВИКОРИСТАННЯ АЗОТУ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ

Обговорюються можливості та ефективність вторинного використання азоту у гідроекосистемах. Зроблено висновок, що концентрування біологічно доступного азоту відбувається у придонних шарах води, біомасі водоростей, сапропелі, активному мулі, осадах стічних вод тощо. Розглянуто механізми азотфіксації у водоймах, шляхи трансформації та співвідношення сполук азоту і гідрохімічні та біотичні фактори його регуляції. Наведено приклади практичного використання екологічно доцільного способу зменшення шкідливих наслідків антропогенного навантаження на водні об'єкти шляхом внесення в ґрунт органічних добрив з високим вмістом азотовмісних сполук. Після застосування безпечної технології вилучення та використання азоту гідроекосистем для агроугідь зменшується сапробність водойм, що має позитивний реабілітаційний ефект на природні акваторії.

Ключові слова: азот, міграція, трансформація, джерела надходження, гідроекосистема, евтрофікація, водорості, сапропель, мул

Забруднення поверхневих вод сполуками азоту відбувається шляхом надходження побутових стічних вод, стоків тваринницьких ферм і промислових підприємств. За умов надмірного надходження азоту у водойми він викликає їх евтрофікацію, і, як наслідок, накопичення токсинів, погіршення якості води, загибель гідробіонтів тощо [1, 9, 18, 31]. Вагома частка азоту надходить у водойми з ґрунтів у результаті змиву азотних добрив із сільськогосподарських угідь, що підвищує біологічне навантаження на водні екосистеми. Оцінивши глобальну небезпеку надходження азоту у водойми із ґрунту, в світі вживаються заходи щодо зменшення забруднення водних екосистем, з метою оздоровлення їх екологічного стану та покращення

якості води, а разом з тим, вилучення біологічно доступних форм азотовмісних речовин з метою їх вторинного використання як добрив або сировини для виробництва добрив чи інших корисних азотовмісних сполук [59, 64, 73, 79].

Впродовж останніх років відчутним є дефіцит традиційних органічних добрив (гною, пташиного посліду, сидератів тощо), які є основними чинниками збереження родючості та поповнення гумусового фонду земельних угідь сільськогосподарського та комунального призначення [7]. Як наслідок, підвищилась увага науковців до проблеми вивчення хімізму, технології і застосування органічних добрив, які можна вилучити безпосередньо з водойми. Наприклад, використання в якості органічних добрив водоростей, сапропелю, активного мулу тощо [22, 29, 36, 41].

В цій статті ми спробували проаналізувати та узагальнити наявні у фаховій літературі відомості щодо способів та обґрунтованості вторинного використання сполук азоту гідроекосистем, як одного з шляхів регулювання та підтримання гомеостазу азоту.

Джерела надходження сполук азоту в екосистеми.

Азот (N) є одним із ключових елементів живлення для всіх форм життя [12, 18, 30]. Невичерпним його джерелом є атмосфера, 78% складу якої становить саме цей елемент. Різні ступені окиснення (від -3 до +5) азоту визначають його виняткову хімічну реакційну здатність, різноманітність форм його знаходження у природному середовищі та міграції. Азот виділяється високою рухливістю і великою швидкістю метаболізації.

Біологічна продуктивність екосистем істотно залежить від джерел зв'язаного азоту. З усієї біорізноманітності живих систем лише незначна кількість організмів здатна більшою чи меншою мірою забезпечувати себе азотом, тоді як мікроорганізми-азотфіксатори забезпечують не тільки себе, але і всю біосферу біологічним азотом, а також його резервування у вигляді різних азотовмісних сполук [30]. Від 20 до 90% (за різними оцінками) азоту у врожаї рослин припадає саме на біологічний азот, який постачають мікроорганізми-азотфіксатори [13, 20, 78]. При цьому важливим способом створення запасів азоту є його перетворення в специфічну органічну речовину ґрунту – гумус. Тільки ґрунти мають здатність до накопичення зв'язаного в ході біологічної фіксації азоту і відіграють роль єдиного в біосфері довготривалого депо цього елемента [30].

У водоймах процес фіксації азоту забезпечують синьо-зелені водорості. Найбільш активні азотфіксатори трапляються серед представників родів *Anabaena* та *Nostoc*. Причому синьо-зелені водорості можуть фіксувати азот як самостійно, так і в симбіозі з іншими організмами – грибами, саговниками, водяними папоротями та ін. [23, 24]. Наприклад, азотфіксуюча *Anabaena* у симбіозі з водяною папороттю *Azolla* широко використовується на рисових полях. Кількість фіксованого в таких умовах азоту може перевищувати 300 кг/га в рік [59, 79].

Разом з тим, не весь азот, що перебуває в доступній для рослин формі, використовується ними повністю. Під впливом ряду біотичних і абіотичних чинників у екосистемах втрачаються рухомі форми азотних сполук. Завдяки існуванню джерел поповнення запасів зв'язаного азоту, якими є мікроорганізми, що здійснюють асиміляцію молекулярного азоту, органічні добрива (залишки живої матерії) та мінеральні добрива, і підтримується життя на Землі. Перші два джерела – екологічно безпечні, не порушують рівноваги та функціонування природних екосистем, тоді як третє – високоенерговитратне і екологічно небезпечне, хоча досить ефективне в досягненні швидких результатів отримання високих врожаїв сільськогосподарських культур [30].

Втрати азоту в сільському господарстві внаслідок внесення мінеральних добрив.

Традиційні системи удобрення сільськогосподарських культур, як правило, передбачають застосування значної кількості азотовмісних мінеральних та органічних добрив для забезпечення повноцінного продукційного процесу рослин. Загальний обсяг надходження азоту в екосистему природно збалансовувався адекватною кількістю його виведення з неї головним чином завдяки денітрифікації та геологічним відкладам у літосферу [21]. В свою чергу, мінеральні добрива активно впливають на процеси міграції сполук азоту. Тому їхній

вплив викликає дедалі більшу стурбованість через негативну дію на стан ґрунтів агроценозів, ґрунтові та поверхневі води та якість продукції.

Так, щорічно для вирощування продукції рослинництва вноситься у ґрунт 120 тераграм (Тг)/рік N у вигляді синтетичного добрива. Близько 50–70 Тг/рік N фіксується сільськогосподарськими культурами, 20–30% від внесеного у ґрунт азоту потрапляє у продукти рослинного походження для харчування людей (22 Тг/рік N). Інша частина рослин (100 Тг/рік N) використовується у тваринництві для кормовиробництва. Невелика частина (6 Тг/рік) азоту споживається людьми з продуктами харчування тваринного походження, але більша частина втрачається шляхом емісії аміаку (37 Тг/рік), денітрифікації (25 Тг/рік), міграції з сільськогосподарських ґрунтів у поверхневі води (95 Тг/рік), з харчовими відходами та стічною водою (32 Тг/рік) тощо [28].

За тривалого використання високих доз мінеральних добрив винос сполук азот з поверхневим стоком значно зростає внаслідок їхнього нагромадження в орному шарі ґрунту. У роботі [35] показано, що винос у водойми для азоту складає до 10–50% його кількості внесеної з добривами, винос кальцію до 10–15%, а фосфору лише 2% і залежить від ґрунтово-кліматичних умов. Оскільки, найбільші втрати азоту відбуваються у результаті його міграції з сільськогосподарських ґрунтів у поверхневі води, підтверджується необхідність регуляції цього процесу.

Азотфіксація у водоймах.

Азотфіксація у водних екосистемах здійснюється переважно за рахунок синьо-зелених водоростей родів *Nostoc*, *Anabaena*, *Calothrix* і *Aphanizomenon*, але важлива роль належить і гетеротрофним бактеріям. Азот, отриманий за рахунок азотфіксації може швидко включатися у біомасу водоростей чи бактерій [3, 46, 60, 74].

Синьо-зелені водорості поширені у різноманітних водоймах і більшість з них здатні здійснювати фіксацію молекулярного азоту [3, 14, 20, 69]. Причому, кількість видів азотфіксуючих синьо-зелених водоростей значно перевищує кількість відомих видів несимбіотичних гетеротрофних азотфіксаторів [44]. Це, насамперед, представники родів *Nostoc*, *Anabaena*, *Calothrix*, *Cylindrospermum*, *Trichormus* та *Aphanizomenon* [3, 14, 49].

Більшість дослідників відзначають тісний зв'язок між азотфіксуючою здатністю синьо-зелених водоростей і наявністю гетероцист [44, 72]. Оскільки ферментна система (нітрогеназа), яка каталізує перетворення молекулярного азоту в аміак, дезактивується під час контакту з киснем, синьо-зелені водорості фіксують азот у гетероцистах, товста клітинна оболонка яких захищає їх від доступу кисню. Сполуки, які утворилися в результаті азотфіксації передаються сусіднім вегетативним клітинам через плазмодесми, а від них надходить органічний субстрат, який необхідний для фіксації азоту [48]. Гетероцисти не здатні до росту та поділу і за певний період часу відмирають, тому їхня основна функція – фіксація азоту [20, 61].

Основним регуляторним фактором азотфіксації є вміст у середовищі амонію, який за принципом зворотного інгібування пригнічує цей процес. У роботі [47] показано, що за присутності у середовищі зв'язаного азоту, особливо амонію, відбувається пригнічення утворення гетероцист. Так, при вирощуванні *Anabaena cylindrica* в середовищі, що не містить азоту, максимальна кількість гетероцист спостерігалася на 6 добу (6,0%). З віком кількість гетероцист зменшилася до 1,83%. Швидке зменшення гетероцист у культурі спостерігали також за наявності високого вмісту амонію [81]. Деякі види можуть фіксувати азот у нічний час, при відсутності фотосинтезу, або шляхом чергування фотосинтезу і азотфіксації [14, 67].

Як відомо, для фіксації азоту необхідний відновник, наприклад відновлений феродоксин (іноді НАДН₂) і хімічна енергія з АТФ. Через відсутність у гетероцистах синьо-зелених водоростей нециклічного транспорту електронів вони не можуть забезпечити процес азотфіксації фотохімічноутвореним відновником і залежать від міжклітинного перенесення метаболітів [40]. Відновник може транспортуватися із сусідніх вегетативних клітин у готовому вигляді або генеруватися в гетероцистах у темнових ферментативних процесах з вихідного транспортованого субстрату [78]. Таким субстратом є дисахарид мальтоза – продукт пентозофосфатного циклу. Джерелом АТФ у гетероцистах на світлі є циклічне фосфорилування, у темноті – осиснювальне фосфорилування.

У гетероцистах *Anabaena variabilis* є спеціальний феродоксин, який стимулює активність нітрогенази [20, 50]. Нітрогеназна система каталізує відновлення азоту до амонію, що включається у молекулу глютамінової кислоти в реакції, яку каталізує глютамінсинтетаза [57]. У такому вигляді фіксований азот транспортується із гетероцист у вегетативні клітини, де за допомогою глютамінсинтетази здійснюється перенесення амідної групи на молекулу α -кетоглутарату. Одна з утворених молекул глютаму повертається у гетероцисту для наступного акцептування NH_4^+ , а інша використовується в процесах метаболізму вегетативної клітини [14, 80].

Таким чином, продукти фотосинтезу у вигляді дисахаридів надходять з вегетативної клітини в гетероцисти, де здійснюється процес відновлення N_2 до NH_4^+ , а далі до глютамінової кислоти [50].

Надходження азоту (N_2), за рахунок біологічної фіксації у загальний річний колообіг для річкових екосистем складає від 0,01% до 5,0% [66, 68], а при збільшенні площі, яку займають мікроорганізми та зменшенні течії, зростає до 68% [53]. У водоймах з низьким вмістом NO_3^- , в яких домінують синьо-зелені водорості показники азотфіксації досить високі [55]. Так, добовий внесок у загальний потік азоту змінюється від 0 до 85% та значно залежить від сезону та різноманітності синьо-зелених водоростей. Інтенсивність азотфіксації збільшується до закінчення літа та за течією річки [32]. Швидкість азотфіксації за дії світла збільшується у 10 разів. Лише для деяких видів, наприклад представників роду *Gloeothece*, показана здатність фіксувати 95% азоту вночі [55].

На процес азотфіксації впливає також відношення N/P. Зокрема, при нестачі азоту і низькому відношенні N/P часто домінують здатні до азотфіксації види *Cyanophyta*, що в цих умовах надає їм перевагу перед іншими представниками альгофлори. Проте оптимум фіксації азоту спостерігається у досить вузькому діапазоні величин рН води – 7,0–7,5 [20]. Тому високі значення рН можуть гальмувати інтенсивний розвиток азотфіксаторів.

Колообіг азоту в гідроєкосистемах. Колообіг азоту є єдністю процесів азотфіксації, біосинтезу та розкладання азотовмісних речовини в ході переміщення сполук цього елемента між живими та неживими, органічними та неорганічними фондами трьох фаз – атмосфери, літосфери і гідросфери (рис. 1). У поверхневих водах азот мігрує, в основному, у трьох формах: NO_3^- , NO_2^- та NH_4^+ . Підтримка його рівня забезпечується активною діяльністю мікроорганізмів автотрофної та гетеротрофної ланки в аеробних і анаеробних умовах [13]. Колообіг сполук азоту здійснюється за рахунок процесів амоніфікації, нітрифікації, денітрифікації та азотфіксації.

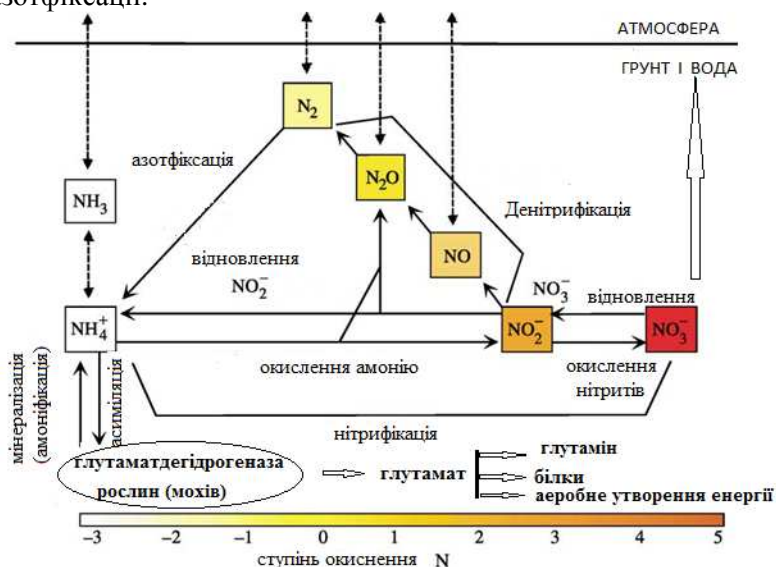


Рис. 1. Основні перетворення колообігу азоту

Амоніфікація – це процес розкладання організмами білків та інших азотовмісних органічних речовин до кінцевого продукту – NH_3 або NH_4^+ [5]. Після того, як органічні сполуки

переведені у неорганічну форму, відбувається подальше окислення амонійних сполук нітрифікуючими бактеріями, яке включає дві фази. Перша фаза нітрифікації – окиснення аміаку до азотистої кислоти (нітритів) здійснюється амонійноокислюючими бактеріями – автотрофами родів *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*. Друга фаза нітрифікації – утворення нітратів – розпочинається тільки при успішному завершенні першої, оскільки надлишок аміаку гальмує розвиток збудників другої фази нітрифікації. Ця фаза полягає в окисненні азотистої кислоти (нітритів), яка утворилася в першій фазі, до азотної кислоти (нітратів), що здійснюють нітроокислюючі бактерії родів *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrocystis* [4].

Третьою стадією біологічних перетворень азоту є денітрифікація – це сума процесів, які ведуть до втрат азоту нітратів та нітритів у результаті їхнього відновлення до оксидів чи молекулярного азоту біологічним шляхом [6].

Завдяки процесу азотфіксації відбувається компенсація втрати зв'язаного азоту. У водоймах синьо-зелені водорості є одними з основних азотфіксаторів [14, 20, 24]

Останнім часом зосереджена увага науковців на вивченні процесу денітрифікації та впливу факторів, які його регулюють. Норма денітрифікації у річках і струмках становить 0–100 мг N/м² за добу, причому більш високі значення відзначені в екосистемах, які мають високе антропогенне навантаження. У роботі [75] показано, що денітрифікація може зменшувати вміст азоту від 7 до 76%. Зазвичай, втрати азоту в річках більші, ніж його надходження завдяки азотфіксації. Це пов'язують зі швидкими темпами надходження азоту в річку з водозбірної площі [32] та інших джерел, які порушують його природний баланс.

Фактори регуляції балансу форм азоту у гідроекосистемах. Забруднення природного середовища спричинило порушення біогеохімічних циклів та стійкості водних екосистем. У зв'язку з цим актуальною є проблема саморегуляції вмісту і динаміки в річкових екосистемах речовин-забруднювачів, серед яких одними з найважливіших є неорганічні сполуки азоту (NO_3^- , NO_2^- та NH_4^+) при перевищенні їхніх природних концентрацій. Є малодосліджена швидкість і ємність потоку сполук азоту в зв'язку з рівнем антропогенного навантаження територій, роль окремих абіотичних та біотичних чинників у цих процесах, біохімічні механізми перетворення сполук азоту у водних екосистемах, виявлення порушень їхньої рівноваги у річках залежно від ступеня антропогенного навантаження. Нами досліджено стан, закономірності та основні фізико-хімічні і біотичні трансформації сполук азоту (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) у річкових екосистемах у залежності від рівня антропогенного навантаження [37].

Виявлено, що головною формою сполук азоту річкових екосистем територій є NH_4^+ , вміст якого (0,28–3,0 мг/дм³) перевищує концентрацію NO_2^- у 60 разів, NO_3^- – у 3 рази. Максимальний вміст NH_4^+ виявлено у річці на території з значним урбановантаженням (3,0 мг/дм³, що перевищує значення ГДК_{рибгосп.} у 6 разів), NO_2^- – урбанізованої території (0,033 мг/дм³), NO_3^- – аграрної території (0,753 мг/дм³) [9]. Зміщення рівноваги в системі нітрати ↔ нітрити ↔ амоній в бік амонію в усіх досліджених річках, що свідчить про переважання процесу амоніфікації. Максимальні відношення $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ виявлено у річках рекреаційної (РТ) (14,17), урбанізованої (УТ) (21,59), аграрної (АТ) (10,63) територій у червні, техногеннотрансформованої (ТТ) (10,98) – у травні, мінімальні – у річках урбанізованої (1,82), аграрної (1,14) та техногеннотрансформованої (0,59) територій у листопаді, рекреаційної території (1,50) у травні. Максимальні відношення $\text{NH}_4^+/\text{NO}_2^-$ виявлено у річках рекреаційної (181,40), урбанізованої (239,70), техногеннотрансформованої (63,31) територій у червні, аграрної (87,45) у грудні, мінімальні – у річках урбанізованої (39,81) та техногеннотрансформованої (15,76) територій у листопаді, аграрної (10,88) у серпні, рекреаційної території (37,88) у жовтні.

Показано, що вміст NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- і їхнє співвідношення залежить від температури води, вмісту O_2 та рН. Вони чинять опосередкований вплив на концентрацію сполук азоту через регуляцію метаболічної активності біотичних компонентів гідроекосистем. Взаємозв'язок між NH_4^+ та рН у річках всіх територій зворотній, що визначається регуляцією кислотністю хімічної рівноваги $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3$.

Значимим чинником регуляції співвідношення сполук азоту є вміст важких металів в річкових екосистемах [10]. Вміст амонію корелює з вмістом Zn ($r = 0,86$, вересень, РТ), Со ($r =$

0,74, вересень, РТ) та виявлено негативну кореляцію з Fe ($r = -0,81$, вересень, РТ). Визначені коефіцієнти кореляції між вмістом нітритів і концентрацією есенціальних ($r = -0,79$, жовтень, УТ) та неесенціальних ($r = -0,88$, жовтень, УТ) металів; між вмістом нітритів та Zn ($r = 0,89$, червень, АТ), Mn ($r = 0,67$, червень, УТ), Ni ($r = 0,86$, березень, УТ) та негативну кореляцію з Fe ($r = -0,77$, грудень, ТТ) та з Co ($r = -0,94$, грудень, ТТ); вмістом нітратів та есенціальних і неесенціальних металів ($r = -0,77$, $r = -0,86$ жовтень, УТ); між вмістом нітратів та Zn ($r = 0,72$, жовтень, АТ), Mn ($r = 0,65$, березень, УТ), Fe ($r = 0,89$, березень, ТТ), Ni ($r = 0,82$, червень, РТ) та негативну з Co ($r = -0,88$, вересень, ТТ). Іони металів регулюють вміст та перетворення сполук азоту внаслідок їхньої здатності, особливо амонію як ліганда, до комплексоутворення з іонами металів.

Серед найсуттєвіших біотичних чинників трансформації та регуляції співвідношення сполук азоту є фітопланктон. Співвідношення (за кількістю видів) *Chlorophyta* : *Cyanophyta* : *Bacillariophyta* було: у річці рекреаційної території 46 : 1 : 89; урбанізованої – 139 : 19 : 84; аграрної – 107 : 13 : 116; техногеннотрансформованої – 98 : 18 : 95. Виявлено зв'язок між вмістом NH_4^+ , NO_2^- і NO_3^- та складом і біомасою фітопланктону $r = 0,83$ (жовтень, РТ), $r = 0,74$ (червень, РТ), $r = 0,84$ (жовтень, УТ). Встановлено, що рослинність водойм найсуттєвіше впливає на трансформацію сполук азоту через їх ензимне перетворення. Насамперед виявлена суттєва роль глутаматсинтазного шляху зв'язування амонію [56, 77]. Активність НАДН-глутаматдегідрогенази вищих водяних рослин влітку знижується, а восени зростає практично у всіх досліджених видів. Активність НАДФН-глутаматдегідрогенази, навпаки, влітку зростає, а восени знижується. Натомість восени у рослин активується глутамінсинтетаза. Активність ензимів азотного обміну у вищих водяних рослин тісно пов'язана з вмістом NH_4^+ у воді: за природного рівня NH_4^+ його зв'язування здійснюється послідовним активуванням амонійзв'язуючих ензимів рослин, а за підвищеного вмісту – переважно за рахунок НАДФ-глутаматдегідрогенази. Найяскравіше це виявляється у рослин з техногеннотрансформованої території восени внаслідок збільшення вмісту NH_4^+ в результаті розкладання органічних сполук відмерлих рослин.

У результаті факторного та кластерного аналізу виявлена залежність вмісту сполук азоту від комплексу гідрохімічних чинників [37]. Аналіз двомірного графіка дозволив виявити латентні фактори та інтерпретувати фактори за навантаженнями (рис. 2).

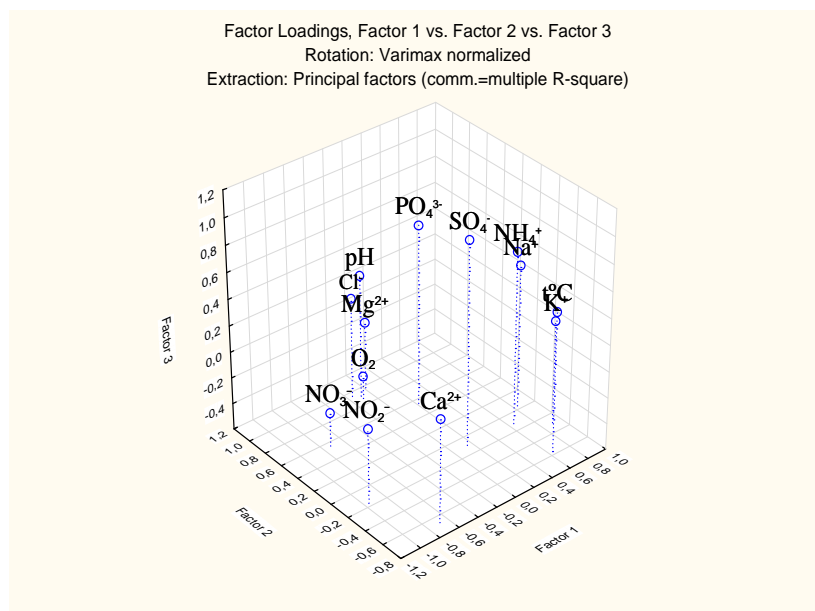


Рис. 2. Результати багатофакторного аналізу впливу гідрохімічних чинників на вміст сполук азоту у воді досліджених річок Рівненщини

Власні значення ідентифікованих нами факторів становлять відповідно 6,4 та 4,7. Слід зазначити, що виділяються дві групи чинників, що включають 85,6% загальної дисперсії (49,3

та 36,3%). Перша група – температура води та вміст Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , PO_4^{2-} – найтісніше пов'язані з концентрацією NH_4^+ ; друга – вміст, насамперед, O_2 , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- та значення pH – з концентраціями NO_2^- та NO_3^- .

Як слід було очікувати, у зв'язку з взаємоперетвореннями одну групу взаємодії становлять NH_4^+ , NO_2^- та NO_3^- (рис. 3), вміст яких найбільше співвідноситься з рівнем SO_4^{2-} , PO_4^{2-} . Близькими за взаємовпливом є температура, pH, вміст у воді розчиненого кисню та катіонів Na^+ , K^+ , що впливають переважно на вміст NH_4^+ . Віддаленими за регуляторним значенням щодо вмісту сполук азоту є вміст Ca^{2+} , Mg^{2+} та, особливо, Cl^- .

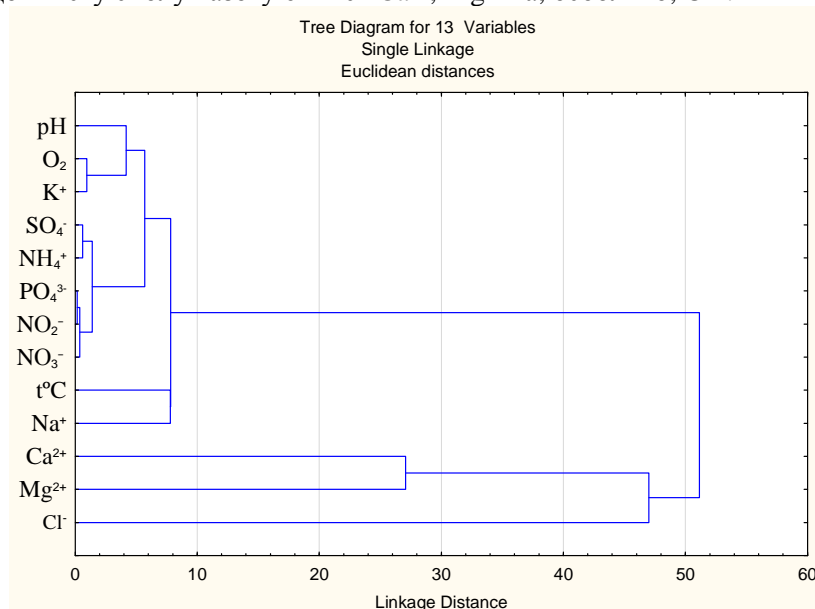


Рис. 3. Результати багатофакторного (А) та кластерного (Б) аналізу впливу гідрохімічних чинників на вміст сполук азоту у воді досліджених річок Рівненщини

Виявлені залежності свідчать як про прямий зв'язок проаналізованих чинників на вміст і співвідношення сполук азоту, так і їх опосередковану дію через регуляцію метаболічних процесів у гідроекосистемах річок.

Одним з суттєвим чинників регуляції умісту та швидкості перетворень сполук азоту є іони важких металів, особливо ті, що мають змінну валентність, які унаслідок окисно-відновної взаємодії, комплексоутворення впливають на біотичні компоненти трансформації сполук азоту, особливо амонію.

Отже, основними чинниками, що впливають на формування та трансформацію NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ у екосистемах річок, є рівень біотичної трансформації сполук азоту, насамперед амонію, фітопланктоном та вищими водяними рослинами. Опосередковано впливають на цей процес гідрохімічні складові, а pH і вміст важких металів, особливо металів-комплексоутворювачів, безпосередньо впливають на концентрацію NH_4^+ .

Використання водоростей як органічного добрива.

Водорості – головні постачальники органічних речовин у водному середовищі, адже 80% всіх органічних речовин припадає на частку саме цих водяних рослин. Вони можуть накопичувати асимільований азот у вигляді іонів нітрату, амонію або низькомолекулярних органічних сполук та засвоювати з води органічні сполуки азоту у вигляді амінокислот, сечовини, пуринів. Водорості у сільському господарстві застосовують як добрива, оскільки їхня біомаса збагачує ґрунт азотом, фосфором, калієм, йодом і значною кількістю мікроелементів, поповнює також її бактеріальну, в тому числі азотфіксуючу, мікрофлору. При цьому у ґрунті водорості розкладаються швидше, ніж інші органічні добрива, і не засмічують насінням бур'янів, личинками шкідливих комах, спорами фітопатогенних грибів [22, 23, 29].

Водорості, як добрива і природні стимулятори росту використовуються досить давно [43]. Так, азотфіксуючі синьо-зелені водорості широко використовують на рисових полях

замість азотних добрив. Впродовж вегетаційного періоду вони можуть фіксувати до 30 кг/га азоту, підвищуючи урожай на 14%. В кінці червня на початку серпня синьо-зелені водорості покривають від 15% до 100% водного дзеркала рисового поля, утворюючи 4,85 ц/га маси сухої речовини. Найбільш активними вважають *Gloetrichianatans bucharica*, *Anabaena variabilis*, *Nostoc spongiaeforme*, які можуть фіксувати близько 18,4 кг/га, 5,5 і 2,4 кг/га азоту відповідно [58, 65, 71]. Внесок синьо-зелених водоростей у накопиченні азоту в дерново-підзолистих ґрунтах складає 3–4 кг N/га [51].

У роботі [22] показано, що добрива з водоростей можуть підвищувати проростання насіння, врожайність, стійкість до хвороб. Однак, складним є питання збирання маси водоростей в обсягах, які, з одного боку можуть бути рентабельними для перетворення на добриво, а з іншого їхнє вилучення буде достатнім для оздоровлення басейну водойми.

Згідно результатів досліджень [34] без шкоди для гідроекосистем (порушення внутрішньоводоймних процесів, продуктивності тощо) можливий двохразовий збір сирової біомаси водоростей, що складає близько 4 млн. т. та містить 7–8% азоту [29].

Найчастіше синьо-зелені водорості збирають у штиль, коли вони спливають на поверхню і там локалізуються. Найпростішим, на думку авторів роботи [26] варіантом, що дозволяє зібрати великі об'єми синьо-зелених водоростей, є застосування маломірного флоту. Прийнятною схемою є використання малопотужного буксира, який рухаючись на невеликій швидкості, штовхає попереду приймач насичений синьо-зеленими водоростями поверхневого шару води. З приймача біомаса потрапляє до бункера, з якого помпа перекачує її в невеликі цистерни (1–5 м³), які тягне за собою той же буксир. Після завантаження буксир доставляє сировину на причал біостанції. На біостанції повинна пройти почергова обробка цистерн із сконцентрованими у них синьо-зеленими водоростями.

Авторами роботи [25] розроблено раціональну схему збирання приповерхневого шару води, насиченого синьо-зеленими водоростями, та його попереднього кавітаційного оброблення. А також показано, що елементний вміст відпрацьованої біомаси водоростей, що відповідає вимогам, можна успішно використовувати як біодобриво.

Використання сапропелю.

Сапропелі – це альтернативне джерело надходження органічної сировини для різних галузей господарства. Добування сапропелю має дуже важливе значення для покращення екологічного стану водойм, оскільки сприяє розв'язанню проблеми замулення та евтрофікації водних об'єктів [36]. Згідно з сучасними технологіями відкачування донної маси не завдає шкоди біоті та дає можливість зворотного надходження не забрудненої, фільтрованої води у гідроекосистему [19]. Хоча дослідження цих ресурсів розпочалися давно, але практичне використання в сільському господарстві ще не набрало тих обсягів, які можуть бути досягнуті за сучасного рівня розвитку суспільства. Причиною цього є недостатня вивченість запасів і якісних характеристик сапропелевих ресурсів, недосконалі технології з видобутку сировини й, відповідно, складність експлуатації родовищ сапропелю з огляду на збереження навколишнього середовища [36].

Сапропель – органічні мули, відклади прісних континентальних водойм, що містять понад 15% (мас.) органічних речовин. Сапропель складається з решток організмів, що населяли товщу води (фітопланктон і зоопланктон) і її поверхню, вищих водяних рослин (макрофітів) і продуктів їхнього розпаду в анаеробних умовах, а також розчинених речовин і мінеральних часток. До складу органічних речовин сапропелів входять залишки рослинних і тваринних організмів різного ступеня розкладання; мономерні сполуки – продукти гідролізу біополімерів; продукти життєдіяльності мікроорганізмів, вітаміни та біологічно активні речовини; полімерні сполуки, що утворилися в процесі біотичної і абіотичної деструкції та синтезу органічних речовин [42].

Органічна частина сапропелю містить природний комплекс гумусових речовин, що включає гумінові і фульвокислоти, а також амінокислоти, які беруть участь в утворенні ґрунтової структури і є ключовими елементами для формування родючості ґрунту [19, 36].

За елементами склад органічної маси сапропелю становить (%): С (53–60); О (30–36); Н (6–8); S (1,5–3); N до 6. Вміст азоту у сапропелі знаходиться в інтервалі від 0,4 до 4,5% на суху

речовину (до 6% – на органічну). Азот гумінових кислот сапропелів знаходиться в легкодоступній формі (60–80%), що важливо при використанні їх як органічного добрива. Відомо, що вміст азоту в рослинах під дією сапропелю збільшується на 20–30% [42].

Проте, існують певні обмеження у використанні сапропелю в якості добрив. Так, сапропелева сировина для виробництва добрив має відповідати таким вимогам: зольність – менше 50%; вміст азоту 1,5%; склад золи, % (максимальні показники): Fe_2O_3 – 10,0; CaO – 12,0; SO_3 – 3,0; рН – 5,0 [36].

Завдяки високим сорбційним властивостям сапропелі можуть слугувати природною основою для вискоєфективних комплексних повнокомпонентних добрив, а також складником різних видів компостів. Часто сапропелі використовують у вигляді компостів, оскільки при цьому знижуються показники вологості, зменшується вміст насіння бур'яну, патогенна мікрофлора, що сприяє зменшенню поширення хвороб сільськогосподарських культур [42]. Порівняно з іншими компостами, органічна маса сапропелевих добрив відрізняється вищим вмістом таких гідролізуючих речовин як амінокислоти, вуглеводи широкого спектру й азотовмісні сполуки.

Сапропелеві добрива покращують механічну структуру ґрунту, полегшують водообмін та аерацію. Сапропель як екологічно чисте й високоякісне орґано-мінеральне добриво, застосовується для всіх типів ґрунтів і всіх видів рослин для збільшення вмісту в ґрунті азоту та мікроелементів [36].

Використання сапропелю і добрив на його основі дозволяє ефективно і раціонально розв'язати дві екологічні проблеми – евтрофікацію водойм і деградацію земель.

Використання активного мулу.

Активний мул має високу удобрювальну та меліоративну цінність. Для знезараження аеробно стабілізованого надлишкового мулу застосовується біотермічна обробка (компостування). Компостування здійснюють разом з наповнювачами (твердими побутовими відходами, торфом, тирсою, листям, соломною і т.п.) або готовим компостом [33, 41].

Встановлено, що ущільнений надлишковий активний мул є важливим комплексним орґано-мінеральним добривом з вмістом в сухій речовині, не менше ніж (%): N заг – 1,5; P заг – 0,7 [41]. За даними [33] активний мул містить до 9,8% азоту і 1,5% фосфору в сухій речовині і може стати цінним компонентом комплексного NPKCa-добрива.

Вітчизняний і закордонний досвід використання активного мулу свідчить про перспективність способу його утилізації у якості добрива. У Німеччині, наприклад, щорічно з 50 млн. т. активного мулу як добриво використовується приблизно 30%, депонується до 60% і спалюється не більше 10% [73]. Певний досвід такої утилізації є у Швейцарії, Індії [64] та інших країнах. Внесення висушеного осаду в орні землі практикують в Ставропольському краї. Як оптимальну дозу, наприклад, під ячмінь запропоновано використовувати 60 кг на 1 га, що відповідає 3 т на 1 га мулових осадів з вологістю 35% або 6,5 т на 1 га мулу при вологості 80% [33].

Перспективним методом біоутилізації активного мулу є вермикультивування (використання червоних каліфорнійських черв'яків для біоконверсії відходів), що дозволяє практично повністю переробити мул у вискоєфективне, екологічно безпечне добриво (біогумус) [27]. Технологія внесення до ґрунту біогумусу на основі відпрацьованого активного мулу повинна розроблятися у кожному конкретному випадку з урахуванням залишкового вмісту важких металів [7].

Використання осадів стічних вод.

Дослідники [2] підкреслюють, що щорічна потреба Білорусії, Казахстану, Вірменії і Молдови в орґано-мінеральних добривах визначається в 600–800 млн т. Тому, розвиток масштабного виробництва і застосування добрив цілком очевидні. При вирішенні цих питань у багатьох країнах накопичений досвід використання орґано-мінеральних добрив створених на основі осадів стічних вод і їхнє застосування у сільському господарстві, яке не завдає шкоди природному середовищу. Так, у США використовується 75% осадів стічних вод як добриво, в Англії – понад 40, Фінляндії – 31, Голландії – близько 40, Франції – більш ніж 25% [45]. Ряд очисних станцій Канади, Німеччини, Японії, Польщі, Болгарії та інших країн також утилізують

їх як органічне добриво [38]. За кордоном, в залежності від регіональних геоecологічних особливостей країн, в агровиробництві використовують від 10 до 90% накопичених осадів стічних вод [38, 63, 70, 76].

Удобрювальна цінність осадів стічних вод значною мірою визначається не тільки вмістом у них азоту, фосфору й калію, але й необхідних для рослин інших мікроелементів. Азот в осаді знаходиться у рухомій формі, яка активно засвоюється рослинами. Осади стічних вод використовуються лише за спеціальної підготовки з метою запобігання внесенню разом з ними значних кількостей патогенних мікроорганізмів [15]. Осад, який використовується для удобрення повинен містити: органічної речовини не менше 4,0%, азоту – 1,0%, фосфору – 0,6%, калію – 0,1%, зольність і вологість – не більше 6,0% на суху речовину. Осади стічних вод і компости застосовують лише на рівнинних ділянках, які не піддаються водній ерозії, із рівнем ґрунтових вод не вище 40 см [8, 39].

У дослідженнях [16] також було показано, що осад стічних вод і компост є цінними комплексними органічними азотними добривами. Внесення осаду стічних вод дозволило збільшити кількість гумусу в орному шарі зрошуваних ґрунтів у середньому за три роки на 5,4 т/га, а внесення компосту – на 3,4 т/га, порівняно з контролем. Стримуючим фактором застосування осаду стічних вод як добрива є небезпека можливого забруднення ґрунтів важкими металами [11, 29]. Застосування осаду стічних вод як самостійно, так і у вигляді компосту нормою 10 т/га сухої речовини на чорноземах не призводило до забруднення важкими металами ґрунтів і рослинної продукції, а сприяло кращому росту і розвитку рослин, збільшенню їх фотосинтетичної активності, підвищенню врожаю сільськогосподарських культур і покращенню якості отриманої продукції як при зрошенні, так і у незрошуваних умовах.

Численними дослідженнями закордонних та вітчизняних вчених доведено збільшення вмісту гумусу та підвищення врожайності сільськогосподарських культур при застосуванні органо-мінеральних добрив на основі осадів стічних вод. Так, в умовах України, при внесенні осадів стічних вод [17], під кукурудзу на зелений корм (з нормою внесення 10 т/га) в умовах зрошення врожайність підвищилася на 33,5%, під ріпак (10 т/га) в умовах незрошення на 24,0%; під кукурудзу [11] на силос (0,3 т/га) на 90% і (2,2 т/га) на 74%.

Використання осадів стічних вод як цінного органо-мінерального добрива важливе для охорони навколишнього середовища від забруднення і є резервом підвищення врожайності сільськогосподарських культур.

Висновки

Отримані на даний час результати досліджень допомагають визначити оптимальні способи одержання додаткових резервів органічних добрив, а також покращення екологічного стану водойм та якості води. Вторинне використання азоту гідроекосистем є одним із основних напрямів як вдосконалення сільськогосподарського виробництва, так і реальним шляхом поліпшення екологічного стану навколишнього середовища, відтворення природної родючості ґрунтів та підтримання чистоти водойм, отримання екологічно чистої продукції та підтримання балансу азоту у біосфері загалом.

1. *Аристархова Е. О.* Дослідження впливу біогенів на особливості розвитку евтрофних процесів у водосховищі Дениші / Е. О. Аристархова, Т. О. Єльнікова, О. Л. Купрієць, Л. М. Трускавецька // Вісник ЖДТУ. — 2006. — № 3 (38). — С. 130—133.
2. *Атамась Г. М.* Використання раціональних схем переробки відходів для вирішення екологічних проблем / Г. М. Атамась, Г. С. Столяренко // Вісник ЧДТУ, 2008. — № 2. — С. 106—109.
3. *Беляева П. Г.* Роль фитоперифитона в продукции органического вещества и круговороте азота в речных экосистемах (обзор) / П. Г. Беляева / Гидробиол. журн. — 2013. — № 3, Т. 49. — С. 13—26.
4. *Бикова С. П.* Вдосконалення контролю біологічної очистки стічних вод від сполук азоту / [С. П. Бикова, О. Д. Рибак, Г. І. Макаренко та ін.] // Вісник Східноукраїнського нац. ун-ту імені Володимира Даля — 2011. — № 15 (169). — Ч. 2. — С. 83—88.
5. *Бочаров В. Л.* Экологическая гидрохимия. Русско-английский словарь справочник основных терминов и понятий / В. Л. Бочаров, Л. Н. Титова, Л. Н. Строгонова. — Воронеж : Воронеж. гос. ун-т, 2004. — 220 с.

6. *Волкогон В. В.* Особливості процесу денітрифікації в агроценозах за впливу мінеральних добрив та мікробних препаратів / В. В. Волкогон, С. Б. Дімова, К. І. Волкогон, М. С. Комок, Н. П. Штанько // Сільськогосподарська мікробіологія. — 2009. — № 10. — С. 7—17.
7. *Гармаш С. Н.* Экологический способ утилизации растительных отходов АПК методом вермикультивирования / С. Н. Гармаш // Вісник Дніпропетровського аграрного університету. — Дніпропетровськ, 2003. — № 2. — С. 65—68.
8. *Городний Н. М.* Проблеми використання осадів стічних вод для виробництва добрив / Н. М. Городний // Вісник аграрної науки. — К. : Аграрна наука, 2013. — № 9. — С. 45—50.
9. *Грюк І. Б.* Вміст сполук Нітрогену у воді малих річок як показник рівня антропогенного навантаження території / І. Б. Грюк, І. Л. Суходольська // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. — 2012. — Вип. 60. — С. 227—238.
10. *Грюк І. Б.* Динаміка вмісту есенціальних важких металів у воді малих річок Рівненщини з різним рівнем антропогенного навантаження / І. Б. Грюк, І. Л. Суходольська // Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. — 2013. — №1 (54). — С. 59—69.
11. *Дишлюк В. Є.* Вплив осадів стічних вод і продуктів їх переробки на мікробне угруповання та біологічну активність ризосферного ґрунту рослин кукурудзи / В. Є. Дишлюк // Міжвідомчий тематичний науковий збірник. Сільськогосподарська мікробіологія. — К.: Інститут мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного, 2010. — Вип. 12 — С. 68—86.
12. *Дідух Я. П.* Азот як індикатор стійкості та функціонування екосистем / Я. П. Дідух // Наук. зап. НаУКМА. — 1998. — Т. 5. — С. 75—78.
13. *Емцев В. Т.* Микробиология. 6-е изд. / В. Т. Емцев, Е. Н. Мишустин. — М. : Дрофа, 2006. — 444 с.
14. *Заядан Б. К.* Консорциумы микроорганизмов, перспективных при получении биоудобрения для рисовых культур / [Б. К. Заядан, Д. Н. Маторин, Г. Б. Баймаханова та ін.] // Микробиология. — 2014. — Т. 83, № 4. — С. 467.
15. *Канатиков В. А.* Утилизация осадков сточных вод и бытовых отходов / В. А. Канатиков // Водоснабжение и санитарная техника. — 1990. — № 10. — С. 23—25.
16. *Кириленко В. М.* Вплив осаду міських стічних вод на фізичні властивості чорноземів південних / В.М. Кириленко // Вісник Львівського державного аграрного університету. — Львів: ЛДАУ, 2002. — № 6. — С. 338—344.
17. *Кириленко В. М.* Екологічні аспекти застосування осадів стічних вод в умовах південного Степу / В. М. Кириленко // Аграрний вісник Причорномор'я. Сільськогосподарські, технічні, економічні науки. — Одеса: ОДАУ, 1999. — Вип. 51. — С. 21—27.
18. *Клоченко П. Д.* Содержание неорганических соединений азота и развитие фитопланктона в некоторых типах водоемов / П. Д. Клоченко // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 29, № 6. — С. 88—95.
19. *Коніщук В. В.* Аналіз видів сапротелю для рекультивації деградованих земель України / [В. В. Коніщук, М. О. Коніщук, В. П. Булгаков та ін.] // Агроекологічний журнал. — 2015. — № 1. — С. 83—92.
20. *Костяев В. Я.* Синезеленые водоросли и эволюция эукариотных организмов. / В. Я. Костяев. — Л.: Наука, 2001. — 130 с.
21. *Лархер В.* Экология растений / В. Лархер. — М. : Мир, 1978. — 384 с.
22. *Ліщук А. В.* Застосування мікроводоростей у біотехнології / [А.В. Ліщук, О. А. Васильченко, А. Б. Миненко та ін.] // Проблеми екологічної біотехнології. — 2014. — № 1. — С. 44—52.
23. *Макарова Е. И.* Прикладные аспекты применения микроводорослей — обитателей водных экосистем / Е. И. Макарова, И. П. Отурина, А. И. Сидякин / Экосистемы, их оптимизация и охрана. — 2009. — Вып. 20. — С. 120—133.
24. *Макрушин М. М.* Фізіологія рослин / М. М. Макрушин, Є. М. Макрушина, Н. В. Петерсон, М. М. Мельников; за редакцією проф. М. М. Макрушина. — Вінниця : Нова Книга, 2006. — 416 с.
25. *Мальований М. С.* Рациональна технологія утилізації синьо-зелених водоростей / М. С. Мальований, В. В. Никифоров, О. В. Харламова // Науковий вісник НТЛУ України: Збірник науково-технічних праць. — Львів : РВВ НЛТУ України. — 2015. — Вип. 25.10. — С.140—149.
26. *Мальований М. С.* Технологічні аспекти забезпечення рекреації в умовах неконтрольованого розвитку ціанобактерій / М. С. Мальований, В. В. Никифоров, О. Д. Синельніков, О. В. Харламова // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні особливості формування і управління інноваційним потенціалом регіонального розвитку туризму та рекреації із залученням молодіжного ресурсу». — Тернопіль. — 2015. — С. 183—184.
27. *Мельник И. А.* Вермиккультура: производство и использование. / И. А. Мельник, Н. М. Городний, М. Ф. Повхан; Под ред. акад. И.А. Мельника. — К. : УкрНИИНТИ, 1990. — 128 с.
28. *Моклячук Л. І.* Втрати азоту у сільському господарстві України / Л. І. Моклячук, В. О. Пінчук, М. М. Марткопцішвілі // Агроекологічний журнал. — 2013. — № 3. — С. 19—23.

29. *Паршикова Т. В.* Использование микроскопических водорослей эвтрофных вод для поддержания плодородия почв и повышения урожайности сельскохозяйственных растений / Т. В. Паршикова, Е. В. Пацко, Л. А. Сиренко // Альгология. — 2007. — Т. 17, № 2. — С. 262—272.
30. *Патика В. П.* Біологічний азот у системі землеробства / В. П. Патика, Т. Т. Гнатюк, Н. М. Булеца, Л. В. Кириленко // Землеробство. — 2015. — С. 12—20.
31. *Руденко Р. В.* Оцінка трансформації хімічного складу води річок басейну Дніпра / Р. В. Руденко // Гидробиол. журн. — 2007. — Т. 43, № 1. — С. 97—110.
32. *Саралов А. И.* Азотфиксация и денитрификация в планктоне и перифитоне водотоков Камского бассейна / А. И. Саралов, В. В. Галямина, П. Г. Беляева, Д. В. Мольков // Биология внутр. вод. — 2010. — № 2. — С. 13—19.
33. *Симиренко В. И.* Влияние илового осадка сточных вод на рост и развитие ячменя / В. И. Симиренко, Л. И. Асеева // Примен. удобр. микроэл. и регуляторов роста растен. в сельск. хоз. — Ставрополь, 1989. — С. 31—34.
34. *Сиренко Л. А.* Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. / Л. А. Сиренко, И. Л. Корелякова, Л. Е. Михайленко. — Киев, 1989. — 230 с.
35. *Сиренко Л. А.* «Цветение» воды и эвтрофирование. / Л. А. Сиренко, М. Я. Гавриленко. — Киев, 1998. — 256 с.
36. *Соловко Д. І.* Перспективи раціонального використання сапропелевих ресурсів водойм Волинської області / Д. І. Соловко. // Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки. — 2012. — 8(243). — С. 23—27.
37. *Суходольська І. Л.* Закономірності формування та трансформація сполук нітрогену у воді малих річок Рівненщини: автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук; спеціальність 03.00.16 — екологія. / І. Л. Суходольська. — Чернівці, 2016. — 23 с.
38. *Туровский И. С.* Обработка осадков сточных вод. / И. С. Туровский. — М.: Стройиздат, 1988. — 256 с.
39. *Фесюк В. О.* Екологічні наслідки впливу осадів стічних вод очисних споруд міста Луцька на навколишнє середовище та шляхи їх мінімізації / В. О. Фесюк, С. Г. Панькевич // Наук. праці УкрНДГМІ. — 2007. — Вип. 256. — С. 286—292.
40. *Цыганков А. А.* Азотфиксирующие цианобактерии — продуценты водорода (обзор) / А. А. Цыганков // Прикладная биохимия и микробиология. — 2007. — Т. 43, № 3. — С. 279—288.
41. *Чертеc К. Л.* Новий напрямок використання надлишкового активного мулу / К. Л. Чертеc, А. К. Стрелков, Д. Е. Биків // Водопостачання й санітарна техніка. — 2001. — № 5. — С. 34—37.
42. *Шевчук М. Й.* Сапропелі України: запаси, якість та перспективи використання : монографія. / М. Й. Шевчук. — Луцьк : Надстир'я, 1996. — 384 с.
43. *Штина Э. А.* Роль водорослей в биогеоценозах суши / Э. А. Штина // Альгология. — 1991, № 1. — С. 23—25.
44. *Alagesan S.* Model based optimization of high cell density cultivation of nitrogen-fixing cyanobacteria / S. Alagesan, S. B. Gaudana, S. Krishnakumar, P. P. Wangikar // Bioresour Technol. — 2013. — Vol. 148. — P. 228—233.
45. *Baker J.* Land application of sludge / J. Baker // Soil. Conserv. — 1979. — Vol. 44, № 9. — P. 4—5.
46. *Baker M. A.* Differences in nitrate uptake among benthic algal assemblages in a mountain stream / M. A. Baker, G. Guzman, J. D. Ostermiller // J. of the North Amer. Benthol. Soc. — 2009. — Vol. 28, № 1. — P. 24—33.
47. *Banerjee M.* Mn-catalase (Alr0998) protects the photosynthetic, nitrogen-fixing cyanobacterium *Anabaena PCC7120* from oxidative stress / M. Banerjee, A. Ballal, S.K. Apte // Environ Microbiol. — 2012. — Vol. 14(11). — P. 2891—2900.
48. *Baulina O. L.* Ultrastructure of ginseng cells and the cyanobacterial *Chlorogloeopsis frischii* in the association cultivated in the dark / O. L. Baulina, E. S. Lobacova, T. G. Korhenevskaya, M. V. Gusev // Moscow University Biological Sciences Bulletin (Vestnik Moskovskogo Universiteta / Biologiya) — 1995. — Vol. 50, № 2. — P. 1—11.
49. *Berntzon L.* BMAA inhibits nitrogen fixation in the cyanobacterium *Nostoc sp. PCC 7120* / L. Berntzon, S. Erasmie, N. Celepli, J. Eriksson, U. Rasmussen, B. Bergman // Mar Drugs. — 2013 — Vol. 11, № 8. — P. 3091—4108.
50. *Bullerjahn G. S.* Cyanobacterial bioreporters as sensors of nutrient availability / G. S. Bullerjahn, M. J. Rozmarynowycz, R. M. L. McKay, R. Boyanapalli // Advances in Biochemical Engineering // Biotechnology. — 2010. — Vol. 118. — P. 165—188.
51. *Cavalier-Smith T.* Protist phylogeny and the high-level classification of Protozoa / T. Cavalier-Smith // Eur. J. Protistol. — 2003. — Vol. 39. — P. 338.
52. *Cavalier-Smith T.* Protist phylogeny and the high-level classification of Protozoa / T. Cavalier-Smith // Eur. J. Protistol. — 2003. — Vol. 39. — P. 338.
53. *Fisher S. G.* Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism / S. G. Fisher, G. E. Likens // Ecol. Monographs. — 1973. — Vol. 43, № 4. — P. 421—439.

54. Flores E. Restricted cellular differentiation in cyanobacterial filaments / E. Flores // Proc Natl Acad Sci U S A. — 2012 — Vol. 109(38). — P. 15080—15081.
55. Grimm N. B. Nitrogen fixation in a desert stream ecosystem / N. B. Grimm, K. C. Petrone // Biogeochemistry. — 1997. — Vol. 37, № 1. — P. 33—61.
56. Gryuk I. The Role of Plants in Supporting The Level of Nitrogen in Freshwater Ecosystems / I. Gryuk, V. Grubinko, I. Brynzia, I. Sukhodolska // 2nd International Conference on Environmental Science and Technology, 14—17 May 2014 (ICOEST'2014 — Side). — Side, Antalya, Turkey. — 2014. — P. 303—304.
57. Hasan M. A. Investigation on the Nitrogen Fixing Cyanobacteria (BGA) in Rice Fields of North-West Region of Bangladesh. I: Nonfilamentous / M. A. Hasan // J. Environ. Sci. & Natural Resources. — 2012. — Vol. 5(2). — P. 185—192.
58. Hashem Md. A. Problems and prospects of cyanobacterial biofertilizer for rice cultivation / Md. A. Hashem // Australian Journal of Plant Physiology. — 2001. — Vol. 28(9). — P. 881—889.
59. Hense I. The representation of cyanobacteria life cycle processes in aquatic ecosystem models / I. Hense, A. Beckmann // Ecological Modelling. — 2010. — Vol. 221, № 19. — P. 2330—2338.
60. Inglett P. W. Periphyton chemistry and nitrogenase activity in a northern Everglades ecosystem / P. W. Inglett, K. R. Reddy, P. V. McCormick // Biogeochemistry. — 2004. — Vol. 67, № 2. — P. 213—233.
61. Jones K. M. Newly identified cytochrome c oxidase operon in the nitrogen-fixing cyanobacterium *Anabaena* sp. Strain PCC 7120 specifically induced in heterocysts / K. M. Jones, R. Haselkorn // Journal of Bacteriology. — 2002. — P. 2491—2499.
62. Ke S. Fluorescence spectroscopy study of heterocyst differentiation in *Anabaena* PCC 7120 filaments / S. Ke, R. Haselkorn // Microbiology. — 2013. — Vol. 159(Pt 2). — P. 253—258.
63. Kelly J. Effects of the land application of sewage sludge on soil heavy / J. Kelly, M. Haggblomb, R. Tate // Soil Biology and Biochemistry. — 1999. — № 31. — P. 1467—1470.
64. Krause R. Technologie Verwertung von Klarschlamm in der Landwirtschaft / R. Krause // Korrespond. Abwasser. — 1986 — № 8 (33). — P. 696—672.
65. Kumarasinghe K. S. Nitrogen balance studies in Azolla/rice cropping systems / K. S. Kumarasinghe, D. L. Eskew // Isotopic Studies of Azolla and Nitrogen Fertilization of Rice. — Vol. 51. — 1993. — P. 79—86.
66. Meyer J. L. Phosphorus, nitrogen, and organic carbon flux in a headwater stream / J. L. Meyer, G. E. Likens, J. Sloane // Arch. Hydrobiol. — 1981. — Vol. 91, № 1. — P. 28—44.
67. Muro-Pastor A. M. The heterocyst-specific NsiR1 small RNA is an early marker of cell differentiation in cyanobacterial filaments / A. M. Muro-Pastor // MBio. — 2014. — Vol. 5(3). — P. 1079—1084.
68. Naiman R. J. Nitrogen budget of a subarctic stream altered by beaver (*Castor canadensis*) / R. J. Naiman, J. M. Melillo // Oecologia. — 1984. — Vol. 62, № 2. — P. 150—155.
69. Oliveira P. Transcriptional regulation of the cyanobacterial bidirectional hox-hydrogenase / P. Oliveira, P. Lindblad // Dalton Transactions: An International Journal of Inorganic Chemistry. — 2009. — № 45. — P. 9990—9996.
70. Pescod M. B. Wastewater treatment and use in agriculture / M.B. Pescod. — Rome: Food and agriculture organization of the united nations, 1992.
71. Prasanna R. Rhizosphere dynamics of inoculated cyanobacteria and their growth — promoting role in rice crop / R. Prasanna, L. Nain, R. Ancha, J. Srikrishna, M. Joshi // Egyptian Journal of Biology. — 2009. — Vol. 11. — P. 26—36.
72. Raleiras P. Isolation and characterization of the small subunit of the uptake hydrogenase from the cyanobacterium *Nostoc punctiforme* / P. Raleiras, P. Kellers, P. Lindblad, S. Styring, A. Magnuson // J Biol Chem. — 2013 — Vol. 288(25). — P. 18345—18352.
73. Reimann Dieter O. Trends in der Behandlung von Schlammern / O. Reimann Dieter // Umwelt. — 1990. — Vol. 20, № 5. — P. 217—221.
74. Scott J. T. Nitrogen fixation and phosphatase activity in periphyton growing on nutrient diffusing substrata: evidence for differential nutrient limitation in stream periphyton / J. T. Scott, D. A. Lang, R. S. King, R. D. Doyle // J. of the North Amer. Benthol. Soc. — 2009. — Vol. 28, №1. — P. 57—68.
75. Sirivedhin T. Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: field and laboratory studies / T. Sirivedhin, K. A. Gray // Ecol. Eng. — 2006. — Vol. 26, № 2. — P. 167—181.
76. Sludge Treatment and Disposal: Management Approaches and Experiences. By ISWA's Working Group on Sewage & Waterworks Sludge. Environmental Issues Series. — № 7 — 54 p.
77. Sukhodol'skaya I. L. Phytoplankton of Small Rivers of the Rivne Region (Ukraine) and Relation of its Quantitative Parameters with Nutrients Content / I.L. Sukhodol'skaya, O. V. Manturova, I. B. Griuk // Hydrobiological Journal. — 2015. — Vol. 51, № 5. — P. 50—61.
78. Tabar Y. S. Evaluation of nitrogen fixation microorganisms in agriculture / S. Y. Tabar // Scientia Agriculturae. — 2013. — Vol. 2 (1). — P. 22—25.
79. Talley S. N. Nitrogen Fixation by Azolla in Rice Fields / S. N. Talley, B. J. Talley, D. W. Rains // Genetic Engineering for Nitrogen Fixation. — Vol. 9. — 1977. — P. 259—281.

80. Thiel T. Characterization of genes for an alternative nitrogenase in the cyanobacterium *Anabaena variabilis* / T. Thiel // *J Bacteriol.* — 1993. — Vol. 175(19). — P. 6276—6286.
81. Tsygankov A. A. Nitrogen-fixing cyanobacteria: A review / A. A. Tsygankov // *Applied Biochemistry and Microbiology.* — 2007. — Vol. 43, № 3. — P. 250—259.

И. Л. Суходольская

Ровенский государственный гуманитарный университет

ВТОРИЧНОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ АЗОТА В ГИДРОЭКОСИСТЕМАХ

Обсуждаются возможности и эффективность вторичного использования азота в гидроэкосистемах. Сделан вывод, что концентрирование биологически доступного азота происходит в придонных слоях воды, биомассе водорослей, сапропеле, активном иле, осадках сточных вод. Рассмотрены механизмы азотфиксации в водоемах, пути трансформации и соотношение соединений азота, а также гидрохимические и биотические факторы регуляции их содержания. Приведены примеры практического использования экологически целесообразного способа уменьшения вредных последствий антропогенной нагрузки на водные объекты путем внесения в почву органических удобрений с высоким содержанием азотсодержащих соединений. После применения безопасной технологии извлечения и использования азота гидроэкосистем для агрогодий уменьшается сапробность водоемов, наблюдается положительный реабилитационный эффект на природные акватории.

Ключевые слова: азот, миграция, трансформация, источники поступления, гидроэкосистемы, эвтрофикация, водоросли, сапропель, ил

I. L. Sukhodolska

Rivne State University of Humanities, Ukraine

THE NITROGEN RECOVERY IN THE WATER ECOSYSTEMS

This article outlines the possibilities and the nitrogen recovery efficiency in the water ecosystems which is accumulated in it because of the nitrogen fixation by the blue-green algae and micro-organisms in the water reservoirs. It is caused by the surface denudation, foremost the farmlands and technogenic and urban ecosystems, the biogeochemical cycles running in the nitrogen compounds circulation and others. It is stated, that the concentration of biologically available nitrogen is occurred in the natural water layers, algal biomass, bottom ooze, sludge, waste water mud and so on. This research analyses the mechanisms of the nitrogen fixation in the water reservoirs, ways of transformation, nitrogen compounds proportion, hydro chemical and biotic factors of its regulation. This paper demonstrates the phytoplankton and aquatic vegetation priority in the nitrogen fixation and in the producing of the nitrogen containing species different forms and in the regulation of its proportions (nitrite, nitrate, and ammonium). The most significant hydro physical and hydro chemical factors of the nitrogen forms fixation and distributing are determined (acidity, oxygen content, ionic concentration of the alkali and alkaline-earth metals and of the heavy metals that are the complexing compounds).

This research gives the examples how to use ecologically appropriate way of anthropogenic emissions harmful effects reducing on the body of water. It can be possible by the mean of organics ground application with the high concentration of the nitrogen compounds. The saprobity water is reduced in the hydro ecosystems after the applying of the nitrogen removal and use secure technology for the farmlands. It has a positive rehabilitation effect on the natural basins.

Key words: the nitrogen, migration, transformation, sources, water ecosystem, eutrophication, weed, bottom ooze, silty mud

Рекомендує до друку

В. В. Грубінко

Надійшла 01.02.2017