

О.М. Швед, О.К. Видринська, В.Г. Червецова, З.В. Губрій, В.П. Новіков
Національний університет "Львівська політехніка",
кафедра технології біологічно активних сполук, фармації та біотехнології

НОВІ ПІДХОДИ ДО БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД МІСТА ЛЬВОВА

© Швед О.М., Видринська О.К., Червецова В.Г., Губрій З.В., Новіков В.П., 2012

Вивчено та досліджено стічні води та мікробіоту мулу станції очисних споруд з метою інтенсифікації схеми очищення промислово-побутових стічних вод з використанням біотехнологій за принципами сталого розвитку.

Ключові слова: промислово-побутові стічні води, біомоніторинг водних об'єктів, сталий розвиток, біогаз, активний мул.

In order to intensify parameters of the urban-industrial wastewater treatment scheme investigation of wastewater quality and activated sludge at wastewater treatment plant was carried out, using biotechnological methods according to principles of sustainable development.

Keywords: urban-industrial wastewater treatment, biomonitoring of water bodies, sustainable development, biogas, activated sludge.

Постановка проблеми

Охорона навколишнього природного середовища, раціональне використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки життєдіяльності людини є невід'ємними умовами сталого економічного та соціального розвитку України згідно із Законом України «Про охорону природного навколишнього середовища» [1]. Одним з основних факторів антропогенного впливу на навколишнє середовище є скид забруднених стічних вод у природні поверхневі водні об'єкти [2].

За свідченням фахівців, сьогодні в Україні чверть каналізаційних очисних споруд і мереж у вартісному вираженні відпрацювала термін амортизації [3]. У результаті велику кількість станцій очищення виведено з експлуатації і стоки, що повинні бути знешкодовані на цих об'єктах, потрапляють у навколишнє природне середовище абсолютно неочищеними, що викликає серйозне занепокоєння, адже вони становлять потенційну загрозу для здоров'я та життя людей. Більшості працюючих каналізаційних очисних споруд притаманний ряд недоліків. Головною причиною їх виникнення є застарілі технології, що використовуються в системах очистки. Зокрема, характерними ознаками для більшості станцій є низька енергоефективність, низький рівень очищення стоків та невирішені питання утилізації активного мулу [4].

Аналіз досліджень та публікацій

У результаті огляду літератури та аналізу найважливіших проблем у сфері охорони природних водних об'єктів було визначено мету досліджень і, відповідно, необхідні для її реалізації завдання, що вказані у загальній характеристиці роботи. Головна умова, необхідна для покращення якості води природних водних об'єктів, полягає у захисті довкілля від шкідливого антропогенного впливу шляхом забезпечення належної очистки промислових та побутових стічних вод, що потрапляють у водні об'єкти, та встановлення комплексного контролю їх якості [5].

Зростаючі потреби суспільства та сучасний рівень розвитку економіки свідчать про обмежені можливості біосфери до саморегуляції. Тому гостро необхідною є зміна характеру природокористування, що повинна змінити методи управління у напрямку сталого розвитку. Доцільність нової парадигми співіснування та взаємодії суспільства і природи зумовлена тим, що використовується модель розвитку промислового суспільства вичерпала себе і є загрозою існуванню

майбутніх поколінь. За останнє десятиліття ідея сталого розвитку суспільства одержала багатоаспектне теоретичне тлумачення. Синонімами сталого розвитку у загальному розумінні цього терміна є поняття безперервного, тривалого, підтримувального, прийняттого або припустимого, тобто безкризового і несуперечливого розвитку. Йдеться про такі якісні зміни, що дають змогу будь-якій господарській системі реалізувати свій потенціал, оптимізуючи використовувані ресурси, забезпечуючи стабільність доходів та безконфліктно функціонувати в рамках природного середовища, підпорядковуючись його законам і підтримуючи його якість [6].

При вирішенні проблем очищення стоків особливої уваги заслуговують біотехнологічні способи обробки. Очищення з використанням мікроорганізмів є основою ззовні простого, але насправді високоорганізованого процесу біологічного перетворення забруднювальних органічних речовин токсично-промислових чи побутових стічних вод на нетоксичні продукти, а стічної води, відповідно, на екологічно безпечну та біологічно повноцінну [7]. Біотехнологічні методи можуть забезпечити потрібний рівень очищення, не вимагають значних економічних затрат і можуть бути застосовані у широкому масштабі, при тому передбачають можливість отримання побічних корисних продуктів (екобезпечних добрив, біогазу тощо) [8; 9].

Нами вивчаються питання, пов'язані зі впливом стічних вод на довкілля у Львівській області. Розглядається необхідність проведення моніторингу сучасного екологічного стану природних поверхневих водних об'єктів Львівської області та комплексної оцінки якості очищення стічних вод на Львівських каналізаційних очисних спорудах.

Робота присвячена дослідженню та розробленню нових альтернативних методів очищення стічних вод від амонійного азоту, аналізу методів біоіндикації для визначення якості води та вивченню можливості отримання побічних цінних продуктів під час очищення стічних вод. Особлива увага приділяється дослідженню *anammox* (anaerobic ammonium oxidation) процесу, що є одним з останніх відкриттів, котрі стосуються мікробного азотного циклу і полягає в анаеробному окисненні амонію з використанням нітриту як первинного акцептора електронів [10; 11]. Anammox процес став альтернативою традиційному технологічному процесові звільнення води від неорганічних сполук азоту – нітрифікації-денітрифікації [12]. Традиційний процес видалення азоту зі стоків з використанням хемолітоавтотрофів проводять у три стадії. Процес передбачає тривалу аерацію на стадіях нітризації та нітратизації, а також додавання органічних сполук на стадії анаеробної денітрифікації. Anammox-процес полягає в анаеробному окисненні аміаку нітритами до вільного азоту. Стадія нітритизації теж задіяна у новому процесі, проте передбачає окиснення до нітритів лише половини вихідного амонію. Переваги застосування anammox-бактерій для очищення вод від амонійних солей очевидні. По-перше, у процесі відсутня стадія нітратизації, а стадія нітризації проводиться лише для половини об'єму стічної води, що загалом дає змогу знизити енергетичні затрати на аерацію до 60 %. По-друге, використовувати додаткові органічні сполуки (метанол, ацетат тощо) непотрібно. Тобто anammox-процес значно здешевлює процес видалення зв'язаного азоту [13].

Вирішення проблеми передбачає виконання таких завдань:

- Вивчення стану стічних вод у річці Полтва, що належить до басейну річки Західний Буг;
- Визначення рівня оснащення та організації процесу існуючої схеми очищення стічних вод на станції каналізаційних очисних споруд;
- Проведення хімічного та біологічного аналізу стічних вод колектора міста Львова;
- Дослідження переваг застосування нових біотехнологічних методів під час очищення стічних вод м. Львова, а також комплексних методів очищення та енергозбереження;
- Дослідження методик біотестування стоків;
- Аналіз біоценозу активного мулу очисних споруд;
- Розроблення технологічної схеми з режимами проведення стадій з використанням іммобілізованих мікроорганізмів і обладнання для усунення амонійного азоту та утилізації надлишкового мулу.

Мета роботи – аналіз та розроблення оптимальної схеми очищення побутово-промислових стічних вод міста Львова відповідно до принципів сталого розвитку, з детальним дослідженням процесу очищення від амонійного азоту з екобезпечною та економічно ефективною утилізацією відходів.

Предмет, об'єкти, матеріали та методи досліджень

Предмет дослідження – стоки станції водоочищення колектору стічних вод Львова, поширення анаптох-бактерій серед технологічних об'єктів каналізаційних очисних споруд міста Львова, якість води у природних поверхневих водних об'єктах північно-західної частини Львівської області, характеристики початкових та очищених стічних вод міста Львова, переваги та недоліки технологій очищення стічних вод.

Об'єкти дослідження – бактерії відділу *Planctomycetes*, що здатні до анаптох-процесу, біомаса активного мулу, природні поверхневі водні об'єкти, побутово-промислові стічні води, технології очищення стоків.

Методи досліджень – біомоніторинг, біоіндикація, мікроскопування, іммобілізація на твердих носіях, гравітаційний метод, об'ємний метод та ін.

Обговорення результатів досліджень

Першим етапом досліджень було проведення моніторингу якості води природних водойм південного заходу Львівської області. Оцінювали якість води фізичними, хімічними, мікробіологічними методами, а також методом біоіндикації. Широка мережа відбору проб забезпечувала можливість визначити головні джерела забруднення та переважні процеси перетворення забруднювальних речовин. Результати досліджень показали, що найбільшим джерелом забруднень р. Західний Буг є р. Полтва. Виявлено підвищений рівень забруднення органічними речовинами та біогенними елементами, а також наявність певних патогенних штамів мікроорганізмів. При проведенні біоіндикації р. Полтви єдиними виявленими живими організмами макрозообентосу були дощові черви підкласу *Oligochaeta*, що свідчить про високий вміст у воді органічних речовин. Дослідження з біоіндикації проводили за методиками, апробованими на польовій станції Нор Мальма (оз. Еркен) у Швеції. У результаті моніторингу р. Західний Буг виявлено позитивний вплив Добротвірського водосховища на процес часткового самоочищення води, насамперед від первинних органічних забруднень, а також патогенних мікроорганізмів, проте нижче за течією спостерігався високий рівень забруднення, а також ріст фітопланктону через підвищений вміст біогенних елементів – фосфору та азоту.

Другим етапом досліджень був моніторинг станції очищення стічних вод міста Львова. Господарсько-побутові, виробничі та дощові стоки міста по закритому колектору (р. Полтва) потрапляють на каналізаційні очисні споруди (КОС), які складаються з двох технологічних ліній. Загальна проектна потужність Львівських КОС – 490 тис.м³/добу. Середньодобове очищення стічних вод – 440 тис.м³/добу. За складом стічні води, що надходять на першу лінію, належать до промислово-побутових, а на другу – переважно до побутових. Сьогодні очищення стічних вод як на КОС1, так і на КОС2 полягає у первинному механічному очищенні (пісколовки, механічні решітки, первинні відстійники) та біологічному очищенні в аеротенках з використанням мікроорганізмів активного мулу. Після аеротенків водно-муловий потік потрапляє у вторинні відстійники, де завислі частинки активного мулу осаджуються і перекачуються частково в аеротенки для підтримання процесу, а частково на зневоднення і подальше захоронення на мулові майданчики (площа 20 га). Мул зневоднюється в цеху механічного зневоднення мулу з використанням центрифуг. Очищені стоки після вторинних відстійників скидаються у р. Полтву.

Для оптимізації існуючої системи очищення стічних вод на КОС було досліджено якість вихідних стоків, склад активного мулу, технологічного обладнання та організації системи очищення (табл. 1). Недосконалість технології полягає у відсутності стадій очищення стічних вод від біогенних елементів (фосфору та азоту), а також у неефективній утилізації надлишкового активного мулу та відсутності експрес-контролю.

Основні характеристики первинних стічних вод на Львівських КОС

№ з/п	Показники забруднень води	Одиниці виміру	Концентрація забруднень		
			ГДК	КОС1	КОС2
1	рН	-	6,5-8,5	7,55	7,38
2	Середньорічна температура	°С	12-25	14,8	14,8
3	Завислі речовини	мг/дм ³	400	395,8	367,0
4	Сухий залишок	мг/дм ³	1000	878,0	759,0
5	Хлориди	мг/дм ³	500	253,94	142,58
6	Азот амонійний	мг/дм ³	30	31,2	25,2
7	БСК ₅	мг/дм ³	400	768,0	240,0
8	БСК ₂₀	мг/дм ³	500	1021,4	319,2
9	ХСК	мг/дм ³	2,5БСК ₅	1200,0	700,0
10	Індекс БГКП	КУО/дм ³	-	2,38·10 ⁸	2,38·10 ⁸

Також було проаналізовано склад активного мулу з аеротенків очисних споруд. Утворення надлишкового активного мулу дорівнює 150 м³/добу, при тому вміст сухого залишку близько 20–25 %. Шляхом мікроскопування було визначено видовий склад найпростіших, і, відповідно до залежностей трофічних ланцюгів, визначено видовий склад бактерій.

Аналіз видового складу активного мулу показав, що найпоширенішими гідробіонтами, які належать до найпростіших, є організми типу *Ciliophora* (роди *Chilodonella*, *Opercularia* та *Aspidisca*). Встановлено, що в активному мулі присутня велика кількість нітрифікувальних бактерій (роди *Nitrosomonas* та *Nitrobacter*), що є позитивним фактором для очищення стоків.

Для дослідження поширення апаттох-бактерій на Львівських каналізаційних очисних спорудах проведено іммобілізацію мікроорганізмів-гідробіонтів шляхом встановлення синтетичних носіїв на різних стадіях технологічного процесу. Носії було встановлено у водному середовищі таких технологічних споруд лінії КОС2: первинний радіальний відстійник (#6⁽¹⁾, #6⁽²⁾), аеротенк-змішувач (#4), аеротенк-освітлювач (#5), вторинний радіальний відстійник (#1, #2, #3), ріка Полтва – місце безпосереднього скиду очищених стічних вод (#7). Після іммобілізації проводились лабораторні дослідження з виявлення мікроорганізмів.

Виявляли апаттох-бактерії та метаногени двоступеневим анаеробним культивуванням зразків у лабораторних біореакторах, з паралельною реєстрацією об'єму газів, що утворювались.

Таблиця 2

Виділення газу у біореакторах (1 етап)

№ п/п	Лабораторний шифр	Об'єм лаб. реактора, мл	Об'єм живильного середовища, мл	Об'єм газу на 5 добу, мл	Об'єм газу на 10 добу, мл	Об'єм газу на 20 добу, мл	Об'єм газу на 40 добу, мл
1	#6 ⁽²⁾	1600	1150	50	150	300	450
2	#4	1100	870	25	80	175	250
3	#5	550	370	15	75	140	220
4	#1	300	200	10	28	60	80
5	#2	1100	900	15	70	160	200
6	#7	1600	1100	30	180	320	500
7	#3 ⁽¹⁾ (К)	550	270	-	-	-	-
8	#3 ⁽²⁾ (К)	550	270	8	20	29	40
9	#6 ⁽¹⁾ (К)	550	270	8	18	30	38

Примітка: К – контроль; «-» - виділення газів відсутнє

Тривалість першого етапу культивування становила 40 діб. Синтетичні носії, котрі поміщали в технологічні споруди очисної системи та у природне середовище р. Полтва, мали приблизно однакову масу. Аналізуючи зміну маси носіїв, можемо зробити висновок, що найзначніше зростала маса носіїв у таких середовищах, як первинний відстійник та місце виток очищених стічних вод у русло ріки Полтва. Індикатором проходження процесу слугувало виділення газів, яке реєстрували для визначення динаміки. Результати проходження процесу – кількість утворених газів – наведено в табл. 2.

Після завершення першого етапу культивування було проаналізовано біомасу та горючість одержаних газів, та, враховуючи приріст одержаної біомаси, проведено наступну ре-інокуляцію іммобілізованих бактерій у біореактори більшого об'єму (масштабування процесу). Тривалість культивування протягом другого етапу становила 60 діб. Об'єм газів, що виділялися у процесі, подано у табл. 3.

Таблиця 3

Виділення газу у біореакторах (2 етап)

№ з/п	Лаб. шифр	Об'єм лаб. реактора, мл	Об'єм ЖС, мл	Об'єм газу на 5 добу, мл	Об'єм газу на 10 добу, мл	Об'єм газу на 20 добу, мл	Об'єм газу на 40 добу, мл	Об'єм газу на 60 добу, мл
1	#4	1600	1100	100	140	215	295	320
2	#5	1100	900	55	70	80	115	125
3	#7	2100	1500	120	240	290	375	450
4	#3 ⁽¹⁾ (К)	1100	900	-	-	-	-	-
5	#3 ⁽²⁾ (К)	1100	900	13	18	23	50	52
6	#6 ⁽¹⁾ (К)	1100	900	14	27	45	53	55

Примітка: К – контроль; «-» - виділення газів відсутнє

Динаміку виділення газів впродовж другого етапу культивування подано у вигляді залежності між об'ємом газу, що виділився (поданий у % об'єму середовища) та тривалістю культивування (рисунок). Дані свідчать про те, що найінтенсивніше виділялися гази у біореакторах #4 та #7, що може свідчити про проходження апаттох процесу.



Динаміка виділення біогазів під час другого етапу культивування

Для підтвердження проходження апаттох-процесу після завершення культивування проаналізовано хімічний склад поживного середовища, а саме вміст амонійних та нітратних солей. Суттєве зменшення вмісту амонійного азоту спостерігалось у реакторі #4. У інших реакторах вміст азоту залишився практично на вихідному рівні. Аналогічна залежність існувала і для вмісту нітритних солей.

Також було вивчено можливість отримання біогазу у процесі очищення стоків. Для цього було досліджено здатність активного мулу до зброджування (активність метаногенів) та проаналізовано норми утворення сировини, необхідної для метанового бродиння (надлишкового активного мулу).

При експериментальному зброджуванні активного мулу в анаеробних біореакторах спостерігалась значна активність метаногенних бактерій та високий вихід біогазу.

Згідно з літературними даними, оптимально використовують біогаз як паливо для когенераційних установок з попереднім очищенням від сірковмісних сполук. У результаті спалювання біогазу утворюється теплова енергія, котра використовується для підтримання оптимального температурного режиму зброджування активного мулу, а також електрична енергія, котра використовується для власних потреб очисних споруд. Аналіз публікацій наукових досліджень параметрів зброджування активного мулу, одержаного на Львівських КОС, вказує на доцільність проведення процесу на промисловому рівні.

Третім етапом роботи було розроблення та оптимізація технології очищення за принциповою схемою з врахуванням попередніх результатів мікробіологічного аналізу стоків та мулу.

У результаті аналізу технологій очищення та якості очищених стічних вод на Львівських КОС визначено, що пріоритетним напрямком модернізації технологічних ліній є впровадження нових систем очищення стоків від амонійного азоту. Беручи до уваги сучасний стан державного фінансування цього сектора, для вирішення цієї проблеми необхідно розробити технологічно високоефективну та економічно низькозатратну систему очищення. Технологією, котра задовольняє обидві ці вимоги, є апаттох-процес, проходження якого досліджувалось у масштабі технологічних споруд Львівських КОС.

На основі проведених досліджень розроблено принципову схему очищення побутово-промислових стічних вод, що передбачає механічне (пісколовки, решітки, гравітаційні відстійники), біологічне (аеротенки ідеального витіснення, апаттох-стадія, анаеробне зброджування, біологічні ставки) та хімічне очищення (коагулянти), а також біотестування якості очищення та когенерацію енергії.

Загальні методики досліджень

Методика культивування іммобілізованих мікрооб'єктів. Для дослідження наявності та поширення апаттох-бактерій проведено іммобілізацію мікроорганізмів-гідробіонтів на синтетичних носіях «ВІА» з високоадгезивного волокна, що мають надзвичайно розвинуту площу поверхні, котрі встановлювались у водному середовищі технологічних споруд:

- первинний радіальний відстійник (1 носій);
- аеротенк-змішувач (1 носій);
- аеротенк-освітлювач (1 носій);
- вторинний радіальний відстійник (3 носії);
- ріка Полтва – місце безпосереднього скиду очищених стічних вод (1 носій).

Носії «ВІА» розробили та виготовили співробітники Інституту колоїдної хімії та хімії води (ІКХХВ) ім. Думанського НАНУ. Носії встановлювались у верхньому шарі водного об'єму (водно-муловому потоці). Час іммобілізації становив 11 діб.

Проводилось двоступеневе анаеробне культивування у лабораторних біореакторах. Використаний спосіб проведення анаеробного процесу розроблено співробітниками ІКХХВ ім. Думанського НАНУ (*патент України № 92938*) [14]. Як лабораторні реактори для проведення анаеробного процесу використовували ПЕТ-пляшки об'ємом 0,3–1,6 дм³. Коефіцієнт заповнення – 0,8. Загальна кількість реакторів – 9 одиниць. Масова частка посівного матеріалу (асоціації мікроорганізмів іммобілізованих на носії «ВІА») у культуральному середовищі – 15 %. Модельне живильне середовище готували, використовуючи відстояну водопровідну воду та такі речовини: амонійні та

нітритні солі (джерела мінерального азоту), гідрокарбонат натрію (джерело вуглецю), а також фосфатні солі. Склад модельного живильного середовища (в г/л водопровідної води): KH_2PO_4 — 1; K_2HPO_4 — 1; NH_4Cl , — 0,75; NaNO_2 — 1; NaHCO_3 — 1,45.

Для контролю процесу використовували три біореактори з такими контрольними середовищами: 1) модельне без NH_4Cl та NaNO_2 ; 2) модельне без NH_4Cl ; 3) модельне без NaNO_2 . Процес проводили у термостаті при температурі 30°C. Об'єми лабораторних реакторів, об'єми завантажених середовищ, а також маса внесеного іммобілізованого посівного матеріалу для кожного дослідження залежали від ступеню обростання носія біологічними об'єктами. Індикатором проходження процесу було виділення газів, яке реєстрували для визначення динаміки процесу.

Після іммобілізації проводились лабораторні дослідження з виявлення мікроорганізмів шляхом мікроскопування.

Методика виділення та ідентифікації біооб'єктів біоценозу активного мулу очисних споруд. Мікроскопування мікробіоти активного мулу та іммобілізованих гідробіонтів здійснено за допомогою світлопольного тринокулярного мікроскопа MBL2100 («Kruss», Німеччина). Ідентифікацію проведено за допомогою визначника Bergey (Берджі), 1994 р.

Для встановлення видової належності виділених штамів мікроорганізмів було здійснено пересів на селективні середовища, які дали змогу ідентифікувати окремих представників.

Розміри клітин визначали під мікроскопом за допомогою окулярної лінійки (мікромметра) або окулярного гвинтового мікромметра. Для мікроскопування готували фіксовані фарбовані препарати. Вміст вологи та кількість біоматеріалу визначали ваговим методом.

Основні результати досліджень

У результаті часткового біомоніторингу та біотестування водойм та очисних споруд Львівського регіону, аналізу технологій очищення та параметрів стічних вод на Львівських КОС визначено, що пріоритетним напрямком модернізації технологічних ліній є впровадження нових систем очищення стоків від амонійного азоту та утилізація мулових відходів.

Практична цінність одержаних результатів. На основі проведених наукових досліджень розроблено загальну схему очищення міських стічних вод, що передбачає аеробно-анаеробне очищення від амонійного азоту за допомогою апамтох-бактерій, застосування якої дасть змогу підвищити ефективність процесу та зменшити його вартість. Економічний ефект від використання апамтох-процесу порівняно з традиційною технологією очищення від зв'язаного азоту, полягає у зменшенні собівартості очищення на цій стадії приблизно на 60%. Анаеробне зброджування надлишкового активного мулу вирішує проблему утилізації. Використання виділеного біогазу як палива для когенераційних установок дає змогу знизити собівартість процесу очищення через покриття значної частини потреб очисних споруд у тепловій та електричній енергії.

Висновки

- У результаті моніторингу сучасного екологічного стану ряду природних поверхневих водних об'єктів північно-західної частини Львівської області визначено, що найбільшим джерелом забруднень навколишнього середовища на цій території є ріка Полтва.
- Аналіз якості води в ріці Полтва показав високий вміст органічних забруднень та біогенних елементів (фосфору та азоту), а також присутність патогенних мікроорганізмів.
- У результаті дослідження якості та технологій очищення стічних вод на Львівських каналізаційних очисних спорудах підтверджено необхідність модернізації системи очищення шляхом встановлення додаткового обладнання для очищення стоків з високим вмістом азоту.
- Проведено іммобілізацію гідробіонтів на різних технологічних стадіях очищення Львівських КОС, у результаті якої виділено асоціацію мікроорганізмів, що здатна окиснювати амонійний азот до вільного азоту в анаеробних мезофільних умовах з використанням нітриту як акцептора електронів. Очевидно, виділені мікроорганізми, які відповідають за цей процес, належать до групи апамтох-бактерій.

- Визначено можливість отримання біогазу з активного мулу КОС та його спалювання на когенераційних установках, що може забезпечити економію у енергоресурсах споруд до 25 %.
- Розроблено принципову комплексну схему очищення стічних вод досліджених очисних споруд, що базується на принципах сталого розвитку.

Частину досліджень проводили у межах міжнародного проекту організації IWAS (International Water Alliance Saxony) – Міжнародного водного альянсу Саксонія. Загалом партнерські організації, що брали участь у проекті, виконували моніторинг таких об'єктів: ріка Західний Буг, п'ять її головних приток, зокрема. Полтва, а також Добровірське водосховище. Лабораторні дослідження проводили переважно на кафедрі технології біологічно активних сполук, фармації та біотехнології Національного університету «Львівська політехніка». А також у межах співпраці з науковцями таких організацій: Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»; Технічний університет Дрездена (Німеччина); Опольський університет (Польща); Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. Думанського НАНУ.

1. Закон України «Про охорону природного навколишнього середовища» від 25 червня 1991 р. № 1264-XII // Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 1991. – № 41. – С. 546. 2. Буравльов Є.П. Безпека навколишнього середовища. – К.: МАУ., 2004. – 320 с. 3. Гайченко В.А., Коваль Г.М., Буравльов Є.П. Основи безпеки життєдіяльності людини. – К.: МАУП, 2006. – 440 с. 4. Концепція «Загальнодержавної програми розвитку та реконструкції централізованих систем водовідведення населених пунктів на 2012-2020 роки» від 22.08.2011 № 1004-р // Офіційний вісник України. – 2011. – № 79. – С. 62. 5. Форстер К.Ф. Экологическая биотехнология: пер. с англ. / К.Ф. Форстер, Дж.Д.А. Вейз. – Л.: Химия, 1990. – 384 с. 6. Купінець Л.Є. Екологічні імперативи сталого розвитку агропромислового комплексу / Л.Є. Купінець // Науковий вісник НЛТУ України. – 2005. – Вип. 15. 6. Екологізація економіки та освіти як чинник сталого розвитку суспільства. – С. 371–376. 7. Екологічна біотехнологія: Навч. посібник у 2 кн. Кн. I / О.В. Швед, О.Б. Миколів, О.З. Комаровська-Порохнявець, В.П. Новіков. – Львів: Вид-во Нац. ун-ту «Львівська політехніка», 2010. – 424 с. 8. Оліферчук В.П. Можливість використання осаду стічних вод очисних споруд Львова для виробництва біогазу / В.П. Оліферчук, М.Т.Матвієнко, І.Г. Войтович // Науковий вісник НЛТУ України. – 2009. – Вип. 19. 9: Збірник науково-технічних праць. – С. 72–76. 9. Новіков В. Тенденції розвитку комерційної біотехнології / В. Новіков, Ю. Сидоров, О. Швед // Вісник НАН України. – 2008. – № 2. – С. 25–39. 10. Гвоздяк П.І. Порівняльний аналіз методів біологічного очищення стічних вод від сполук азоту / П.І. Гвоздяк, М.В. Михайловська // Наукові вісті НТУУ «КПІ». – 2007. – № 2. – С. 109–117. 11. Op den Camp, H.J.M. Global impact and application of the anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria / H.J.M. Op den Camp, B. Kartal, D. Guven, L.A.M.P. van Niftrik, S.C.M. Haaijer, W.R.L. van der Star, K.T. van de Pas-Schoonen, A. Cabezas, Z. Ying, M.C. Schmid, M.M.M. Kuypers, J. van de Vossenberg, H.R. Harhangi, C. Picioreanu, M.C.M. van Loosdrecht, J.G. Kuenen, M. Strous and M.S.M. Jetten // Biochemical Society Transactions. – 2006. – 34, part 1. – P. 174–178. 12. Zhu G. Potential roles of anaerobic ammonium and methane oxidation in the nitrogen cycle of wetland ecosystems / G. Zhu, M.S.M. Jetten, P. Kusch, K.F. Ettwig, C. Yin // Applied Microbiology and Biotechnology. – 2010. – 86. – P. 1043–1055. 13. Siegrist H. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal / H. Siegrist, D. Salzgeber, J. Eugster and A. Joss // Water Science & Technology - WST. – 2008. – 57.3. – P. 383–388. 14. Гвоздяк П.І. Спосіб визначення інтенсивності біохімічного процесу / П.І. Гвоздяк, О.В. Санура, Л.І. Глоба // Патент України № 92938, 2010.